

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ УКРАИНЫ
Харьковская национальная академия городского хозяйства

С.С. ДУШКИН, Г.И. БЛАГОДАРНАЯ

***РАЗРАБОТКА НАУЧНЫХ ОСНОВ
РЕСУРСΟΣБЕРЕГАЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ
ПОДГОТОВКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ЧИСТОЙ ПИТЬЕВОЙ
ВОДЫ***

Харьков - ХНАГХ - 2009

ББК 38.761.1

Д 86

УДК 574, 628.1

*Рекомендовано Ученым советом Харьковской национальной академии
городского хозяйства, протокол № 4 от 30.01.2009 г.*

Душкин С.С., Благодарная Г.И.

Разработка научных основ ресурсосберегающих технологий подготовки экологически чистой питьевой воды: Монография; Харьк. нац. акад. городск. хоз-ва. – Х.: ХНАГХ, 2009. – 95 с.

В монографии освещены научные основы ресурсосберегающих технологий при подготовке экологически чистой питьевой воды.

Предназначена для инженерно-технических работников, занимающихся проектированием, строительством и эксплуатацией систем водоснабжения, может быть рекомендована для студентов специальностей «Водоснабжение и водоотведение», «Экология и охрана окружающей среды»

Рецензенты:

д-р техн. наук, проф., зав. каф. инженерной экологии городов ХНАГХ

Ф.В. Стольберг;

д-р техн. наук, проф., зав. каф. водоснабжения Одесской государственной академии строительства и архитектуры В.Й. Прогульный.

ISBN 966-7477-56-8

© Душкин С.С., Благодарная Г.И., ХНАГХ

СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
Введение.....	5
1. Направления научных основ ресурсосберегающих технологий при подготовке экологически чистой питьевой воды.....	8
1.1. Эколого-технологические аспекты подготовки питьевой воды.....	8
1.2. Санитарно-экологические требования к качеству питьевой воды.....	12
Выводы.....	17
2. Исследование теоретических и экспериментальных закономерностей процессов доочистки питьевой воды от канцерогенных примесей.....	19
2.1. Влияние органического примесей природных вод на образование канцерогенных веществ.....	20
2.2. Влияние активированного раствора коагулянта на содержание канцерогенных примесей в питьевой воде.....	23
Выводы.....	29
3. Исследование механизма и кинетики физико-химических процессов, создание математических моделей адсорбционных явлений на поверхности гидроксида алюминия.....	31
3.1. Влияние ионного состава воды на кинетику коагуляции гидроксида алюминия при обработке воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия...	31
3.2. Математическая модель прогнозирования качества осветления воды при использовании активированного раствора коагулянта.....	40
3.3. Влияние активированного раствора коагулянта ξ -потенциала золя гидроксида алюминия.....	44

3.4. Исследование механизма образования коллоидных частиц гидроксида алюминия, подвергнутого магнитно-электрической активации.....	47
3.5. Электроно-микроскопические исследования золя активнокремниевой кислоты.....	48
3.6. Исследования структурных изменений в водно-дисперсных системах активированного раствора коагулянта методом ядерно-магнитного резонанса.....	51
Выводы.....	56
4. Разработка технологических карт ресурсосберегающих технологий и их теоретическое обоснование.....	57
4.1. Анализ гипотез, объясняющих структурные изменения в водно-дисперсных системах при обработке их активированным раствором коагулянта.....	57
4.2. Влияние активированных растворов коагулянтов на технологические процессы при водоподготовке.....	66
4.3. Технологические карты ресурсосберегающих технологий при обработке воды активированным раствором коагулянтом...	72
4.4. Технологические схемы подключения активатора реагентов на очистных сооружениях водопровода.....	74
Выводы.....	75
Заключение.....	81
Список литературы.....	82
Приложение.....	91

ВВЕДЕНИЕ

По данным Всемирной организации охраны здоровья (ВООЗ) около 80% заболеваний населения связано с употреблением некачественной питьевой воды [98].

Технологические схемы очистки воды, которые используются в Украине, рассчитаны на очистку воды от коллоидных и взвешенных веществ и ее обеззараживание. При этом при обеззараживании воды хлором в очищаемой воде появляются летучие тригалометаны и другие хлорорганические соединения, которые признаны ВООЗ канцерогенами [27, 30, 32, 40, 65, 92, 107, 121].

Согласно данным общественной организации «Greenpeace Ukraine», содержание канцерогенов в питьевой воде Приднепровья и других регионов Украины в 2-5 раз превышает допустимую санитарную норму [122].

Выполненные в Харьковской национальной академии городского хозяйства совместно с японской фирмой «Оджик» (Japan, Tokyo, ODJIC, T.Yamada) исследования [5, 34-36, 62, 63, 71, 73, 82] связаны с разработкой научных основ подготовки экологически чистой питьевой воды, показали возможность снижения содержания канцерогенных примесей в питьевой воде в процессе ее очистки за счет использования микропористой структуры загрузки Бахкансеки, экзоэнергетической керамики, активированного угля, изготовленного из натуральных органических материалов, а также серабола (пористая керамика) и других видов фильтрующей загрузки, которая поглощает неприятные запахи и привкусы и все виды вредных для организма человека веществ: остатки хлора, канцерогены, тяжелые металлы, радиоактивные и др. примеси. При этом вода проходит через магнитное поле, которое создается специальной магнитной системой, активизирующей процессы очистки воды и способствующей приобретению качеств «живой воды». Проведенные исследования [2, 54, 79, 83, 88, 89] влияния такой воды на организм человека

показали ее эффективность для профилактики многих болезней, включая атеросклероз, гипертоническую болезнь, рак.

Основной целью работы является теоретическое обоснование научных основ адсорбционных процессов ресурсосберегающих технологий с целью доведения качества питьевой воды согласно Государственным санитарным правилам и нормам Украины «Вода питьевая. Гигиенические требования к качеству воды централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения» [52] значительно повышены требования, предъявляемые к качеству питьевой воды, в частности к содержанию органических примесей (канцерогенов), которые вызывают различные заболевания.

Аналогов в отечественной и мировой практике по предлагаемым ресурсосберегающим технологиям при подготовке экологически чистой питьевой воды не существует, что подтверждается более чем двадцатью патентами и авторскими свидетельствами, публикациями авторов, анализом литературы и патентно-информационными материалами, в частности, получены патенты Украины: «Способ подготовки раствора алюмосодержащего коагулянта для осветления природных и сточных вод». №33841 А и «Способ приготовления полиакриламидного флокулянта и очистки природных и сточных вод». №38471 А, «Способ снижения канцерогенных примесей» патент РФ №204770 и др. [68, 90, 91].

Некоторые идеи и гипотезы апробированы в результате совместной работы Харьковской национальной академии городского хозяйства и японской фирмы «Оджик» (Japan, Tokyo, ODJIC).

Работа состоит из следующих разделов:

1. Направления научных основ ресурсосберегающих технологий при подготовке экологически чистой питьевой воды.
2. Исследование теоретических и экспериментальных закономерностей процессов доочистки питьевой воды от канцерогенных примесей.

3. Исследование механизма и кинетики физико-химических процессов, создание математических моделей адсорбционных явлений на поверхности гидроксида алюминия.

4. Разработка технологических карт ресурсосберегающих технологий, их теоретическое обоснование.

В результате выполненных теоретических и экспериментальных исследований установлено, что использование магнитного поля в качестве катализатора позволяет активизировать процесс устранения канцерогенных примесей из воды и способствует процессу подготовки экологически чистой питьевой воды.

Следует отметить, что сложившаяся ситуация в области очистки воды определяет необходимость внедрения новых технологий очистки и подходы к проблеме экологической безопасности питьевого водоснабжения [108, 122, 123, 132, 133]. Современные технологии очистки воды (реагентные, сорбционные, мембранные и др.) позволяют очистить воду от любых загрязнений, однако применение этих методов повышает стоимость очистки воды и не всегда целесообразно, исходя из местных условий водоподготовки [95, 96].

Результаты исследований [53, 59-61, 72, 85, 86, 87], приведенные в данной работе, позволяют в определенной степени решить вопрос научного обоснования ресурсосберегающих технологий подготовки экологически чистой питьевой воды, прогнозировать риск в системе питьевого водоснабжения и заблаговременно его предотвращать.

1. НАПРАВЛЕНИЯ НАУЧНЫХ ОСНОВ РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ ПРИ ПОДГОТОВКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ЧИСТОЙ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

1.1. Эколого-технологические аспекты подготовки питьевой воды

Специфика питьевого водоснабжения в Украине состоит в том, что оно на 75% базируется на поверхностных источниках и зависит от их экологической безопасности. Возрастание риска и снижение безопасности систем водоснабжения объясняется, во-первых, значительным уменьшением запасов воды; а во-вторых – резким ухудшением качества природных вод [64, 121, 135].

Состояние речной воды в Украине оценивается по гидрохимическим показателям от слабо до сильно загрязненного. Из поверхностных источников по бактериальным загрязнениям только 2% находятся в удовлетворительном состоянии, а 65% - не пригодны для водопользования. Наибольшая загрязненность наблюдается в бассейнах рек Днепр, Северский Донец, Днестр и Южный Буг [39, 44, 48, 49, 52, 102].

К основным мероприятиям, улучшающим экологическое состояние поверхностных источников водоснабжения можно отнести следующие [120]:

- очистка воды, которая образуется поверхностным стоком с селитебных территорий, строительство систем водоотведения в городах и сельских населенных пунктах;
- улучшение состояния зон санитарной охраны;
- благоустройство водоохраных зон и прибрежных защитных полос водных объектов;
- защита питьевых водозаборов от вредного влияния животноводческих, птицеводческих предприятий и других сельскохозяйственных объектов, которые являются потенциальным источником загрязнения воды [24];
- расчистка русел и укрепление берегов рек и дна водохранилищ;

- государственный мониторинг состояния водных объектов, которые используются в качестве источника водоснабжения [20].

На рис. 1.1 приведена структурная схема логико-математической модели экологической безопасности в системе питьевого водоснабжения [4, 109, 119].

Такая структура классификации модели не только обеспечивает оценку общего состояния системы, но и позволяет судить о том, как изменение отдельных показателей подсистем влияет на состояние всей системы. Это, в свою очередь, определяет направление усилий на улучшение того показателя, который оказывает наиболее сильное влияние на состояние системы.

Для повышения экологической безопасности питьевой воды предложена технология очистки воды [46, 50, 59, 71, 110, 117], включающая блок предварительной биологической очистки и блок основных сооружений (рис. 1.2). Схема включает биолого-адсорбционную обработку, хлорирование, коагуляцию, фильтрацию на песчаной и угольной загрузке и обеззараживание.



Рис. 1.1 - Структурная схема логико-математической модели экологической безопасности в системе питьевого водоснабжения.

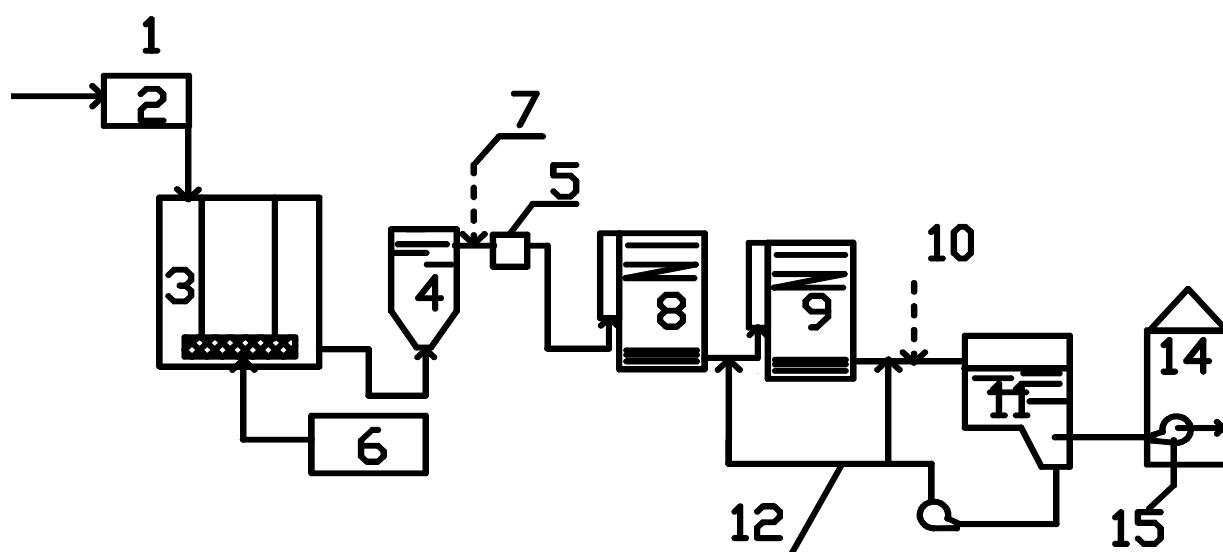


Рис. 1.2. – Схема очистки воды из поверхностного источника:

1 – подача исходной воды; 2 – приемная камера; 3 – блок биологической очистки; 4 – фильтр адсорбер; 5 – смесители (гидравлический, вертикальный); 6 – воздуходувка; 7 – подача реагентов (коагулянта, флокулянта, хлора); 8 – скорый фильтр; 9 – угольный фильтр; 10 – подача хлорреагента; 11 – резервуар чистой воды; 12 – подача воды на промывку фильтров; 13 – промывной насос; 14 – насосная станция 2-го подъема; 15 – подача очищенной воды потребителю.

Согласно предлагаемой схеме, исходная вода из приемной камеры направляется в спаренный блок биологической и адсорбционной обработки. Блок биологической очистки и адсорбер могут выполняться в виде отдельно стоящего сооружения или располагаться непосредственно в водоеме.

Таким образом, в период рыночных отношений особое внимание должно быть уделено ресурсосберегающим технологиям подготовки экологически чистой питьевой воды, так как это позволит повысить качество очистки и снизить ее себестоимость.

1.2. Санитарно-экологические требования к качеству питьевой воды

Согласно Водному кодексу Украины качество воды есть характеристика состава и свойств воды, определяющая ее пригодность для конкретного вида водопользования.

Экологические и гигиенические требования к качеству питьевой воды регламентируется ГСАНПИНом Украины, который определяет пригодность воды для питьевых целей, а именно [6, 7, 49, 52, 100]:

- безопасность в эпидемиологическом отношении;
- безвредность химического состава;
- благоприятные органолептические свойства;
- радиационная безопасность.

По микробиологическим показателям вода должна соответствовать требованиям, приведенным в табл. 1.1.

Таблица 1.1 - Микробиологические показатели безопасности питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Нормативы
1	Число бактерий на 1 см ³ воды, которая исследуется (ЗМЧ)	Колонии образовавшейся единицы (микроорганизмы)/ см ³ , КОЕ/ см ³	Не больше 100
2	Число бактерий группы кишечных палочек (колиформных микроорганизмов) в 1 дм ³ воды, которая исследуется (индекс БГКП)	Колонии образовавшейся единицы (микроорганизмы)/ дм ³ , КОЕ/ дм ³	Не больше 3
3	Число термостабильных кишечных палочек (фекальных колиформ – индекс ФК) в 100 см ³ исследуемой воды	Колонии образовавшейся единицы (микроорганизмы)/ см ³ , КОЕ/ см ³	Отсутствие
4	Число патогенных микроорганизмов в 1 дм ³ воды, которая исследуется	Колонии образовавшейся единицы (микроорганизмы)/ дм ³ , КОЕ/ дм ³	Отсутствие
5	Число колифагов в 1 дм ³ воды, которая исследуется	Бляшкообразующие единицы/ дм ³ , БОЕ/ дм ³	Отсутствие

По паразитологическим показателям (клетки, цисты: лямблий, криптоспорид, а также в случае эпидосложнений – дизентерийных амёб,

балантид, хламид и др.; клеток, личинок, яиц гельминтов) питьевая вода должна соответствовать требованиям, приведенным в табл. 1.2.

Таблица 1.2 - Паразитологические показатели безопасности питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Нормативы
1	Число патогенных кишечных простейших в 25 дм ³ исследуемой воды	(Клетки, цисты)/ 25 дм ³	Отсутствие
2	Число кишечных гельминтов в 25 дм ³ исследуемой воды	(Клетки, яйца, личинки)/ 25 дм ³	Отсутствие

По токсикологическим показателям питьевая вода должна соответствовать требованиям, приведенным в табл. 1.3.

Таблица 1.3 - Токсикологические показатели безвредности химического состава питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Нормативы, не больше	Класс безопасности
Неорганические компоненты				
1	Алюминий	мг/дм ³	0,2 (0,5)	2
2.	Барий	мг/дм ³	0,1	2
3	Мышьяк	мг/дм ³	0,01	2
4	Селен	мг/дм ³	0,01	2
5	Свинец	мг/дм ³	0,01	2
6	Никель	мг/дм ³	0,1	3
7	Нитраты	мг/дм ³	45,0	3
8.	Фтор	мг/дм ³	1,5	3
Органические компоненты				
1	Тригалометаны (ТГМ, сумма)	мг/дм ³	0,1	2
	Хлороформ	мг/дм ³	0,06	2
	Дибромхлорметан	мг/дм ³	0,01	2
	Тетрахлоруглерод	мг/дм ³	0,002	2
2	Пестициды	мг/дм ³	0,0001	
Интегральные показатели				
1	Окислитель (KMnO ₄)	мг/дм ³	4,0	-
2	Общий органический углерод	мг/дм ³	3,0	-

Влияние содержание установленные по влиянию на органолептические показатели питьевой воды, приведены в табл. 1.4.

Таблица 1.4 - Органолептические показатели качества питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Нормативы, не больше	Класс безопасности
1	Запах	ПР	2	-
2	Мутность	НОМ	0,5 (1,5)	-
3	Цветность	град.	20 (35)	-
4	Привкус	ПР	2	-
5	Водородный показатель, рН, в диапазоне	единицы	6,5-8,5	-
6	Минерализация общая (сухой остаток)	мг/дм ³	1000 (1500)	-
7	Жесткость общая	мг-экв/дм ³	7 (10)	-
8	Сульфаты	мг/дм ³	250 (500)	4
9	Хлориды	мг/дм ³	250 (350)	4
10	Медь	мг/дм ³	1,0	3
11	Марганец	мг/дм ³	0,1	3
12	Железо	мг/дм ³	0,3	3
13	Хлорфенолы	мг/дм ³	0,0003	4

Радиационная безопасность питьевой воды определяется по гранично допустимым уровням суммарной объемной активности альфа- и бета-излучений (естественных), приведенным в табл. 1.5. В случае превышения этих уровней следует провести изучение радионуклидного состава исследуемых проб воды относительно его соответствия нормам радиационной безопасности.

Таблица 1.5 – Показатели радиационной безопасности питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Нормативы
1	Общая объемная активность альфа излучателей	Бк/дм ³	0,1
2	Общая объемная активность бета излучателей	Бк/дм ³	1,0

Показатели физиологической полноценности питьевой воды определяют адекватность ее минерального состава биологическим потребностям организма. Они основаны на целесообразности для ряда биогенных элементов перечня не только максимально допустимых, но и минимально необходимых уровней их содержания в воде. Исследование показателей, характеризующих физиологическую полноценность питьевой воды, рекомендуется проводить в объеме, приведенном в табл. 1.6.

Таблица 1.6 – Показатели физиологической полноценности минерального состава питьевой воды

№	Наименование показателей	Единицы измерений	Рекомендованные значения
1	Минерализация общая	мг/дм ³	Не меньше 100,0 Не больше 1000,0
2	Жесткость общая	мг/дм ³	Не меньше 1,5 Не больше 7,0
3	Щелочность общая	мг/дм ³	Не меньше 0,5 Не больше 6,5
4	Магний	мг/дм ³	Не меньше 10,0 Не больше 80,0
5	Фтор	мг/дм ³	Не меньше 0,7 Не больше 1,5

Как дополнительный интегральный (экспрессный) показатель качества воды – при подозрении загрязнения водоисточников (в месте водозабора, выше по течению реки, в регионе) или водообеспечивающей сети, водопроводной воды неизвестными токсическими соединениями, химическими веществами, для определения которых нет доступных и чувствительных методов, - рекомендуется индекс токсичности воды, который рассчитывают по результатам биологических тестов (биотестирование):

$$T = \frac{l_K - l_0}{l_K} \cdot 100\%, \quad (1.1)$$

где: T – индекс токсичности пробы исследуемой воды;

l_K – величина тест-реакции в контрольной пробе;

l_0 – величина тест-реакции в исследуемой пробе.

Индекс токсичности воды, которая не содержит неидентифицированных компонентов, не должен превышать 50 %, независимо от использованных тест-объектов, которыми могут быть дафнии, инфузории и др.

При проведении обеззараживания воды концентрация остаточных частей дезинфектантов, которые определяются не реже, чем 1 раз в час, должны составлять:

- при обеззараживании питьевой воды хлором содержание остаточного хлора на выходе из резервуаров чистой воды должно быть 0,3–0,5

мг/дм³ (если длительность контакта хлора с водой не меньше 30 мин.), а содержание остаточного связанного хлора – 0,8–1,2 мг/дм³ (если длительность контакта хлора с водой не меньше 60 мин.). При совместном наличии в воде свободного и связанного хлора разрешается проводить контроль по одному из них: по остаточному свободному хлору (при его концентрации свыше 0,3 мг/дм³) или по остаточному связанному хлору (при концентрации свободного остаточного хлора меньше 0,3 мг/дм³);

- при обеззараживании воды озоном концентрация остаточного озона на выходе из камеры смешения должна быть 0,1–0,3 мг/дм³ при длительности контакта не меньше 4 мин.

Взаимосвязь дозы дезинфектанта (С, мг/дм³) и времени (Т, мин.), необходимого и достаточного для обеспечения эпидемиологической безопасностью обрабатываемой воды во время ее прохождения до первого потребителя, определяет критерий «С×Т», который может быть установлен экспериментально для каждой конкретной воды с учетом показателей ее хлорпоглощения. Установлено, что в 99,99 % случаев инаktivация воды по энтеровирусам гарантирует эпидемиологическую безопасность питьевой воды и по микробиологическим, и по паразитологическим показателям.

Ориентировочные значения критерия «С×Т» приведены в табл. 1.7 и 1.8.

Таблица 1.7 – Критерий «С×Т» для инаktivации хлором поверхностных вод на 99,99 % по энтеровирусам при 5 °С (числитель) и 10 °С (знаменатель)

Остаточный активный хлор, мг/дм ³	рН				
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0
0,4	92/70	114/90	140/105	170/130	200/150
0,6	100/75	124/95	150/115	180/140	220/165
0,8	105/80	130/100	160/120	190/145	230/170
1,0	110/85	135/105	170/125	200/150	240/180

Таблица 1.8 – Критерий «С×Т» для инаktivации разными дезинфектантами поверхностных вод (после фильтрации) на 99,99 % по энтеровирусам

Дезинфектанты, мг/дм ³	рН	Температура, °С				
		0,5	5	10	15	20
Хлор (газ), при остаточном активном хлоре 2 мг/дм ³	6	60	40	30	20	15
	7	90	60	40	30	20
	8	130	90	60	50	30
	9	170	120	90	60	45
Диоксид хлора	6-9	27	18	13	9	7
Хлорамин	6-9	1100	770	570	370	220
Озон, 0,3 мг/дм ³	6-9	1,5	1	0,8	0,7	0,5

Нарушение санитарно-гигиенических и санитарно-противоэпидемиологических правил и норм, а также неисполнение выпущенных на их основании предписаний органов санитарно-эпидемиологического надзора влечет за собой ответственность в соответствии с Законом Украины «Об обеспечении санитарного и эпидемиологического благополучия населения».

Выводы

1. Анализ литературных данных показывает, что снижение безопасности систем питьевого водоснабжения обусловливается следующими причинами:

- уменьшением запаса воды;
- ухудшением качества природных вод.

2. К основным мероприятиям, улучшающим экологическое состояние поверхностных источников водоснабжения, можно отнести следующие:

- очистка воды, которая образуется поверхностным стоком с селитебных территорий;
- улучшение состояния зон санитарной охраны;
- защита питьевых водозаборов от вредного влияния животноводческих, птицеводческих предприятий и других сельскохозяйственных объектов, которые являются потенциальным источником загрязнения воды;

- расчистка русел и укрепление берегов рек и дна водохранилищ;
- государственный мониторинг состояния водных объектов, которые используются в качестве источника водоснабжения.

3. Обоснована структурная схема логико-математической модели экологической безопасности в системе питьевого водоснабжения, которая позволяет выполнять оценку экологической безопасности как отдельных элементов, так и всей системы водоснабжения в целом.

4. Экологические, гигиенические требования к качеству питьевой воды, а также показатели физиологической полноценности определяют пригодность ее для питьевых целей.

2. ИССЛЕДОВАНИЕ ТЕОРЕТИЧЕСКИХ И ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ ПРОЦЕССОВ ДООЧИСТКИ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ОТ КАНЦЕРОГЕННЫХ ПРИМЕСЕЙ

В практике подготовки питьевой воды одним из основных приемов обработки, обеспечивающим ее надежное обеззараживание, а также позволяющим поддерживать санитарное состояние очистных сооружений, является хлорирование [18, 40].

Практическое применение хлора и концентрированных хлорсодержащих реагентов в водопроводно-канализационных хозяйствах страны осложняется целым рядом необходимых мер по обеспечению безопасности при работе и хранении этих сильнодействующих ядовитых веществ (СДЯВ), многочисленными операциями по тщательной очистке, дозировке и введению окислителя в обрабатываемую воду [3, 14, 15, 33, 63, 125].

В настоящее время особое значение для небольших водопотребителей приобретают научно-технические разработки, направленные на обеспечение населения качественной питьевой водой, очистку сточных вод. Большой интерес представляют безреагентные методы водообработки в условиях значительно изменяющегося состава и количества загрязнений в ряде природных источников водоснабжения [10, 47, 63, 123].

При обработке воды электрохимическим методом на организмы и органические вещества, содержащиеся в воде, воздействуют не только химически активные продукты электролиза, но и электрическое поле, в котором они пребывают, а также контакт с поверхностью электродов [117, 128]. При адсорбции молекул органических веществ на поверхности анода они могут подвергаться прямому электрохимическому окислению, а бактерии – инаktivации.

К числу экологически чистых методов следует отнести метод прямого электролиза воды. Сущность его заключается в непосредственном хлорировании пресной природной воды за счет разряда на аноде хлорид-ионов,

присутствующих в воде.

Активный хлор при воздействии с неорганическими и органическими примесями воды участвует в реакциях окисления, замещения и присоединения.

2.1. Влияние органического примесей природных вод на образование канцерогенных веществ

Сложность состава природных вод, наличие в ней широкого спектра органических и неорганических веществ, реагирующих с хлором, являются причиной того, что эти процессы комплексно оцениваются лишь суммарной характеристикой - величиной хлорпоглощаемости [32, 76, 78, 103, 125].

Органический состав природных вод формируется при участии почвенного и торфяного гумуса, планктона, высшей водной растительности, животных организмов, а также органических веществ, вносимых в водоемы в связи с развитием городских поселений, промышленности и сельского хозяйства [51, 99].

Чаще других органических веществ в природных водах находятся гумусовые соединения, фенолы, углеводороды, поверхностно-активные вещества, реже встречаются красители, спирты, эфиры, альдегиды и кетоны [12].

Присутствие в воде этих соединений ухудшает ее органолептические показатели, обуславливает ее высокую цветность, ухудшение вкуса и запаха, повышенную вспениваемость и отрицательное воздействие на организм человека.

Важным поставщиком углеродов органических веществ в природные воды является почва [27, 29, 97], особенно почвенный гумус. Для технологии обесцвечивания природных вод наибольшее значение имеют гуминовые фульвокислоты (апокреновые и креновые), а также их соли, растворимые в воде.

Значительные количества органических веществ попадают в воду в результате распада высшей растительности, жизнедеятельности и отмирания

планктона, особенно низших водорослей и лучистых грибов. При разложении высшей растительности в воду поступают углеводы, органические кислоты, дубильные вещества, лингин, гемицеллюлоза, смолы [11, 13].

Хлорсодержащие токсичные, мутагенные и канцерогенные вещества образуются при хлорировании природных и сточных вод с наличием гумуса и других органических веществ, особенно ацетильных и дикетоновых групп. На это хлорирование идет от 1 до 10% хлора, который расходуется в основном на обработку воды [27, 29, 32, 128].

При обработке воды активным хлором образуются особо опасные вещества:

- ▲ хлороформ, обладающий канцерогенной активностью;
- ▲ дихлорбромметан, хлоридбромметан, трибромметан, обладающие мутагенными свойствами;
- ▲ 2, 4, 6—трихлорфенол, 2—хлорфенол, дихлорацетонитрил, полихлорированные бифенилы, являющиеся иммунотоксичными и канцерогенными.

Ряд онкоэпидемиологических исследований, проведенных в США, Германии, позволяют предположить существование взаимосвязи между заболеваемостью населения отдельными формами злокачественных новообразований и содержанием в питьевой воде галоген - содержащих соединений и прежде всего встречающегося наиболее часто и в наибольшей концентрации- хлороформа [81, 134].

Выявлена группа высокоприоритетных галогенсодержащих соединений, образующихся при хлорировании воды, оказывающих канцерогенное и мутагенное действие.

В США получены данные [16, 81, 134], свидетельствующие о наличии статистически достоверной связи между концентрацией в питьевой воде и частотой случаев заболевания и смертности от рака мочевого пузыря, желудочно-кишечного тракта и других органов.

В ряде стран установлены ПДК суммы тригалогенметанов в питьевой воде, мг/л: в США и Японии - 100, в Германии и Венгрии –50, в Швеции - 25. В табл. 2.1 приведены ориентировочно безопасные уровни воздействия (ОБУВ) летучих галогенсодержащих соединений (ЛГС) на человека с учетом бластомогенной активности (способности веществ вызывать различные виды онкологических заболеваний)

Таблица 2.1 - Высокоприоритетные ЛГС и их допустимые концентрации в питьевой воде, мг/л.

Соединение	ОБУВ по токсикологическому признаку вредности	ОБУВ с учетом бластомогенной активности
Хлороформ	1,0	0,06
Четыреххлористый углерод	0,4	0,006
1,2-дихлоэтан	0,1	0,02
1,1-дихлорэтилен	6,0	0,0006
Трихлорэтилен	0,8	0,06
Тетрахлорэтилен	0,2	0,02

Опытные данные показывают, что адсорбционная емкость гидроксида алюминия при использовании активированного раствора коагулянта зависит от ряда факторов, определяющих режим активации [5, 28, 31, 74-76]. Так, по данным эксперимента [57, 58, 65, 70], лучшие результаты получены при напряженности магнитного поля 85-95 кА/м и количестве вводимого анодно-растворенного железа 1200-1350 мг/дм³. Адсорбционная емкость гидроксида алюминия при этих параметрах увеличивается в среднем на 29,3-31,2%.

Исследования [30-35, 45, 115, 127, 128], проведенные на воде очистных сооружений одного из городов Украины, показали, что при обработке хлором исходной воды, содержащей органические вещества природного (гуминовые и фульвокислоты) и промышленного происхождения (ароматические и алифатические углеводороды, роданиды, дифенилы, нафталин, пестициды и др.), образуются токсичные хлорпроизводные соединения: хлорфенолы, хлорцианиды, тригалогенметаны (особенно хлороформ), хлорированные

полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), полихлорированные дифенилы или бифенилы (ПХБ) и др. Нередко значительная часть канцерогенных веществ образуется вследствие наличия в исходной воде примесей ядохимикатов и минеральных удобрений, используемых в сельскохозяйственном производстве, в частности, трифлана, метафоса, аммофоса, кристаллина и др., а также загрязнения исходной воды сточными водами промышленных предприятий.

2.2. Влияние активированного раствора коагулянта на содержание канцерогенных примесей в питьевой воде

Исследования [31, 32, 37, 42, 56], выполненные на очистных сооружениях водопровода, показывают, что содержание канцерогенных примесей в исходной воде довольно высокие (табл. 2.2).

Анализ данных свидетельствует, что с понижением температуры воды содержание ЛГС увеличивается. Так если, в июле концентрация ЛГС составляла в среднем 32,7 мкг/л, то в сентябре - 59,5 мкг/л, в ноябре – 75,8 мкг/л, таким образом, наблюдается повышение концентрации ЛГС с понижением температуры воды. Уменьшение самоочищающейся способности водохранилища с понижением температуры исходной воды сказывается и на наличии хлороформа и четыреххлористого углерода: хлороформ в июле и сентябре в исходной воде отсутствовал, а в ноябре его концентрация составляла в среднем 12,6 мкг/л; четыреххлористый углерод в июле отсутствовал, в сентябре его концентрация была 11,8 мкг/л, в ноябре – 12,1 мкг/л.

Аналогичные явления наблюдаются и с другими канцерогенными примесями, такими как трихлоэтилен, тетрахлорэтилен и др. Концентрация ПАУ в июле-сентябре находилась примерно на одном уровне (11,7 и 10,5 мкг/л); с понижением температуры в ноябре она увеличилась до 16,8 мкг/л.

Наличие в исходной воде полихлорированных бифенилов в июле составляло в среднем 10,2 мкг/л, в сентябре - 18,6, в ноябре - 20,1 мкг/л, т.е. наблюдалась общая, указанная ранее тенденция к повышению

Таблица 2.2 - Концентрация канцерогенных примесей в исходной воде очистных сооружений водопровода за 2006-2008 гг.

Период отбора	Массовая концентрация, мкг/л							
	ЛГС (всего)	в том числе					ПАУ	ПХБ
		хлороформ	четырёххло- ристый углерод	трихлор этилен	тетрахло рэтилен	прочие		
Июль 2006-2008	31,4	-	-	14,8	9,9	6,3	11,1	10,1
	33,5	-	-	16,0	11,3	6,7	12,1	10,3
	33,2	-	-	15,7	10,6	6,5	11,9	10,2
Среднее значение	32,7	-	-	15,5	10,6	6,5	11,7	10,2
Сентябрь 2006-2008	59,7	-	11,3	19,8	17,8	10,3	10,4	18,5
	58,9	-	11,6	19,2	17,6	9,89	10,2	17,9
	60,5	-	12,5	19,8	17,7	10,4	10,9	19,4
Среднее значение	59,5	-	11,8	19,6	17,7	10,2	10,5	18,6
Ноябрь 2006-2008	75,7	12,7	11,8	22,0	17,8	10,9	17,0	21,8
	75,9	13,0	12,5	22,1	17,7	11,5	16,5	21,8
	75,8	12,1	12,0	22,5	17,6	11,2	16,9	22,7
Среднее значение	75,8	12,6	12,1	22,2	17,7	11,2	16,8	22,1

канцерогенных примесей с понижением температуры исходной воды. Последнее можно объяснить уменьшением самоочищающей способности водохранилища.

Сведения о концентрации канцерогенных примесей в питьевой воде очистных сооружений водопровода при обработке воды обычным и активированным коагулянтами приведены в табл. 2.3 и 2.4 [55].

Концентрацию ЛГС в воде на очистных сооружениях можно значительно снизить использованием активированного раствора коагулянта. Так, при обработке воды обычным коагулянтом общая концентрация ЛГС в июле, сентябре и ноябре была соответственно 184,6; 255,3 и 292,6 мкг/л, а при использовании активированного раствора коагулянта – 87,6; 75,8; 124,2 мкг/л, что в процентном отношении составляет соответственно 47,5; 13,7 и 42,4%.

Следует отметить увеличение концентрации ЛГС в питьевой воде с понижением ее температуры: июль – 184,6 мкг/л; сентябрь – 255,3 мкг/л; ноябрь – 292,6 мкг/л. На концентрацию высокоприоритетных ЛГС в питьевой воде значительное влияние оказывает использование активированного раствора коагулянта. Так, концентрация хлороформа при использовании обычного и активированного коагулянтов составляла: в июле – 41,3 и 21,6 мкг/л; в сентябре – 82,6 и 35,4 мкг/л и в ноябре – 102,4 и 42,2 мкг/л, т.е. процентное снижение, соответственно, 52,3; 42,8 и 41,1%.

Обработка воды активированным раствором коагулянта позволяет значительно снизить как ПАУ, так и ПХБ в питьевой воде по сравнению с обычной коагуляцией:

Июль	ПАУ, мкг/л	ПХБ, мкг/л
Обычный коагулянт	22,7	26,5
Активированный коагулянт	11,3	8,1
Сентябрь		
Обычный коагулянт	28,5	33,6

Таблица 2.3 - Концентрации канцерогенных примесей в питьевой воде очистных сооружений водопровода при обработке обычным коагулянтом за 2006-2008 гг.

Период отбора	Массовая концентрация, мкг/л							
	ЛГС (всего)	в том числе					ПАУ	ПХБ
		хлороформ	четырёххлористый углерод	трихлор-этилен	тетрахлор-этилен	прочие		
Июль 2006-2008	183,8	40,9	30,2	17,6	24,1	69,9	22,6	26,0
	184,7	41,5	30,0	17,8	24,9	70,6	22,6	26,6
	184,3	41,5	31,3	17,7	24,8	71,0	22,9	26,9
Среднее значение	184,6	41,3	30,5	17,7	24,6	70,5	22,7	26,5
Сентябрь 2006-2008	254,6	82,8	50,9	24,6	30,9	64,9	28,0	32,8
	255,0	82,8	51,8	25,0	31,8	65,5	28,8	34,1
	255,1	82,2	51,5	25,6	30,0	65,2	28,7	33,9
Среднее значение	255,3	82,6	51,4	25,2	30,9	65,2	28,5	33,6
Ноябрь 2006-2008	292,9	103,1	61,5	32,0	35,6	59,8	30,3	36,7
	292,8	102,0	61,8	32,9	35,0	60,7	30,8	36,9
	292,1	102,1	61,5	32,6	35,9	60,7	30,7	36,5
Среднее значение	292,6	102,4	61,6	32,5	35,5	60,4	30,6	36,7

Таблица 2.4 - Концентрации канцерогенных примесей в питьевой воде при использовании активированного раствора коагулянта за 2006-2008 гг.

Период отбора	Массовая концентрация, мкг/л							
	ЛГС (всего)	В том числе					ПАУ	ПХБ
		хлороформ	четырёххлористый углерод	трихлорэтилен	тетрахлорэтилен	прочие		
Июль 2006-2008	87,8	21,0	15,9	4,2	4,7	40,2	10,8	7,7
	87,2	21,9	16,1	4,8	4,9	40,6	11,0	8,5
	87,8	21,9	15,1	4,6	4,8	41,9	12,1	8,1
Среднее значение	87,6	21,6	15,7	4,6	4,8	40,9	11,3	8,1
Сентябрь 2006-2008	105,0	35,0	17,9	8,0	7,6	35,5	15,1	13,6
	105,4	35,5	18,3	8,2	7,1	36,8	14,6	13,1
	105,8	35,7	18,7	8,4	7,5	36,0	15,6	12,9
Среднее значение	105,4	35,4	18,3	8,2	7,4	36,1	15,1	13,2
Ноябрь 2006-2008	125,0	42,1	20,9	10,7	10,2	41,3	17,8	14,9
	124,1	42,2	20,7	10,1	10,3	41,6	17,0	13,8
	123,5	42,3	19,9	9,5	8,9	41,9	16,5	14,5
Среднее значение	124,2	42,2	20,5	10,1	9,8	41,6	17,1	14,4

Активированный коагулянт	15,1	13,2
--------------------------	------	------

Ноябрь

Обычный коагулянт	30,6	36,7
-------------------	------	------

Активированный коагулянт	17,1	14,4
--------------------------	------	------

В результате использования активированного раствора коагулянта наблюдается снижение в питьевой воде ПАУ в 1,8-2 раза, ПХБ – в 2,5-3,2 раза.

Опытные данные показывают [32, 34-36, 78], что при использовании активированного раствора коагулянта наблюдается снижение канцерогенных примесей всех видов, мкг/л:

ЛГС (всего)	на 97-168,4
-------------	-------------

Хлороформ	на 19,7-60,6
-----------	--------------

Четыреххлористый углерод	на 14,8-41,0
--------------------------	--------------

Трихлорэтилен	на 13,1-21,4
---------------	--------------

Тетрахлорэтилен	на 19,8-25,7
-----------------	--------------

Следует обратить внимание на значительное снижение концентрации ПАУ и ПХБ, мкг/л:

ПАУ – 11,4-13,5;

ПХБ – 16,4-22,3.

Анализ изменения концентрации канцерогенных примесей в питьевой воде при хлорировании воды и коагулировании ее обычным и активированным раствором коагулянта показывает, что при обычном коагулировании наблюдается большее увеличение канцерогенных примесей в питьевой воде, чем при использовании активированного раствора коагулянта. Последнее относится к концентрации ЛГС, как общей, так и отдельных ее компонентов, мкг/л:

Обычный коагулянт

ЛГС (всего)	Увеличение на 151,9-216,8
-------------	---------------------------

Хлороформ	Увеличение на 41,3-89,8
-----------	-------------------------

Активированный коагулянт

ЛГС (всего)	Увеличение на 45,9-54,9
Хлороформ	Увеличение на 21,6-35,4

Четыреххлористый углерод, трихлор– и тетрахлорэтилен изменяются в ряде случаев при использовании активированного раствора коагулянта несколько по-иному, а именно: наблюдается не прирост, а уменьшение этих компонентов ЛГС, мкг/л:

Обычный коагулянт

Четыреххлористый углерод	Увеличение на 30,5-49,5
Тетрахлорэтилен	Увеличение на 13,2-17,8

Активированный коагулянт

Четыреххлористый углерод	Уменьшение на 6,5
Тетрахлорэтилен	Уменьшение на 5,8-10,3 на 21,6-35,4

Аналогичное явление наблюдается и с изменением ПХБ, мкг/л:

Обычный коагулянт

ПХБ	Увеличение на 14,6-16,3
-----	-------------------------

Активированный коагулянт

ПХБ	Уменьшение на 12,1-7,7
-----	------------------------

Результаты экспериментальных данных свидетельствуют о сложности наблюдаемых явлений и возможности снижения канцерогенных примесей в питьевой воде при обработке ее активированным раствором коагулянта [32, 34-36, 78].

Выводы

1. Анализ методов обеззараживания воды показывает, что в технологических схемах подготовки питьевой воды получило большое распространение хлорирования.

2. Учитывая влияние органического состава природных вод на образование хлорсодержащих примесей, выявлены высокоприоритетные галогенсодержащие соединения, оказывающие канцерогенное и мутагенное воздействие.

3. Анализ изменения концентрации канцерогенных примесей в питьевой воде при хлорировании воды и коагулировании ее обычным и активированным раствором коагулянта показывает, что при обычном коагулировании наблюдается большее увеличение канцерогенных примесей в питьевой воде, чем при использовании активированного раствора коагулянта.

4. Результаты проведенных исследований свидетельствуют о сложности наблюдаемых явлений и возможности снижения канцерогенных примесей в питьевой воде при обработке ее активированным раствором коагулянта.

3. ИССЛЕДОВАНИЕ МЕХАНИЗМА И КИНЕТИКИ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ, СОЗДАНИЕ МАТЕМАТИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ АДсорбЦИОННЫХ ЯВЛЕНИЙ НА ПОВЕРХНОСТИ ГИДРОКСИДА АЛЮМИНИЯ

Очистка природных вод от гумусовых и глинистых примесей связана с изучением процессов коагуляции в разных условиях. Вода в открытых водоемах в зависимости от времени года и атмосферных осадков содержат разное количество загрязняющих примесей. Отсюда вытекает необходимость варьирования дозы коагулянта для получения желаемого эффекта очистки [101-104].

При изучении очистки вод с разной цветностью и мутностью, а также для выяснения роли основных реагентов, применяемых на водопроводах для интенсификации процессов очистки воды, предложен метод триангулярных диаграмм, использование которого позволяет систематизировано изучать влияние различных факторов, устанавливать оптимальные области коагуляции, выявлять рентабельность применения при очистке воды тех или иных реагентов, их рациональное соотношение [77].

Процесс очистки воды солями многовалентных металлов алюминия основан на образовании при их гидролизе в бикарбонатной среде гидроксидов, удаляющих из природных вод загрязнения. В процессе химической очистки воды важную роль играют сорбционные явления. При этом гидролиз обеспечивает образование активного сорбента, а коагуляция – его удаление из осветленной воды [116]

3.1. Влияние ионного состава воды на кинетику коагуляции гидроксида алюминия при обработке воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия

Влияние ионного состава воды на кинетику коагуляции гидроксидов алюминия при активировании раствора коагулянта исследовано [66, 105] на

растворах Ca^{2+} , Mg^{2+} и Na^+ различного анионного состава, что позволяет проследить влияние природы иона на процесс коагуляции. Для исследований были выбраны наиболее распространенные в природных водах ионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- и SO_4^{2-} , общее содержание которых составляло 12,0 моль/дм³. Составы исследованных растворов приведены на диаграмме (рис. 3.1). Исследуемые растворы готовили разбавлением исходных 0,1 н растворов соответствующих солей. Опыты проводили в 15 стеклянных цилиндрах диаметром 32 мм, объем конусной части 50 мм, высота рабочей части цилиндра 432 мм, объем рабочей части 0,33 л. В цилиндры наливали растворы солей и замутнитель - суспензию глины из расчета 150 мг/дм³ взвешенных частиц. Затем вводили раствор коагулянта сульфат алюминия в количестве 150 мг/дм³, считая на чистый продукт, быстро перемешивали и оставляли до полного отстаивания, после чего из нижней части цилиндров отбирали часть воды с осадком и измеряли его объем. Из верхней части цилиндров отбирали пробы для определения pH с помощью pH-метра – pH-340, калибровку которого проводили по буферным растворам с pH=1,68, 6,86 и 9,12. Осветление воды контролировали, определяя ее оптическую плотность (коэффициент пропускания) с помощью фотометра фотоэлектрического КФК-3.

Размер хлопьев определяли с помощью микроскопа типа БИОЛАМ при увеличении 400, используя сетку со шкалой.

По результатам исследований, используя методику [112], построены триангулярные диаграммы (рис. 3.2) при обработке обычным коагулянтом и коагулянтом, подвергнутым активации. Как видно из приведенных данных, в растворах солей Na^+ (рис. 3.1) наиболее быстрое образование хлопьев и их осаждение происходит в растворах с большим содержанием иона HCO_3^- в смесях $\text{HCO}_3^- - \text{Cl}^-$, более медленное – в смесях $\text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-}$.

В растворах с низким содержанием HCO_3^- -ионов, т.е. с низкой щелочностью характер хлопьеобразования и коагуляции резко отличается от других растворов: если в растворах с высоким содержанием HCO_3^- -ионов (1-10),

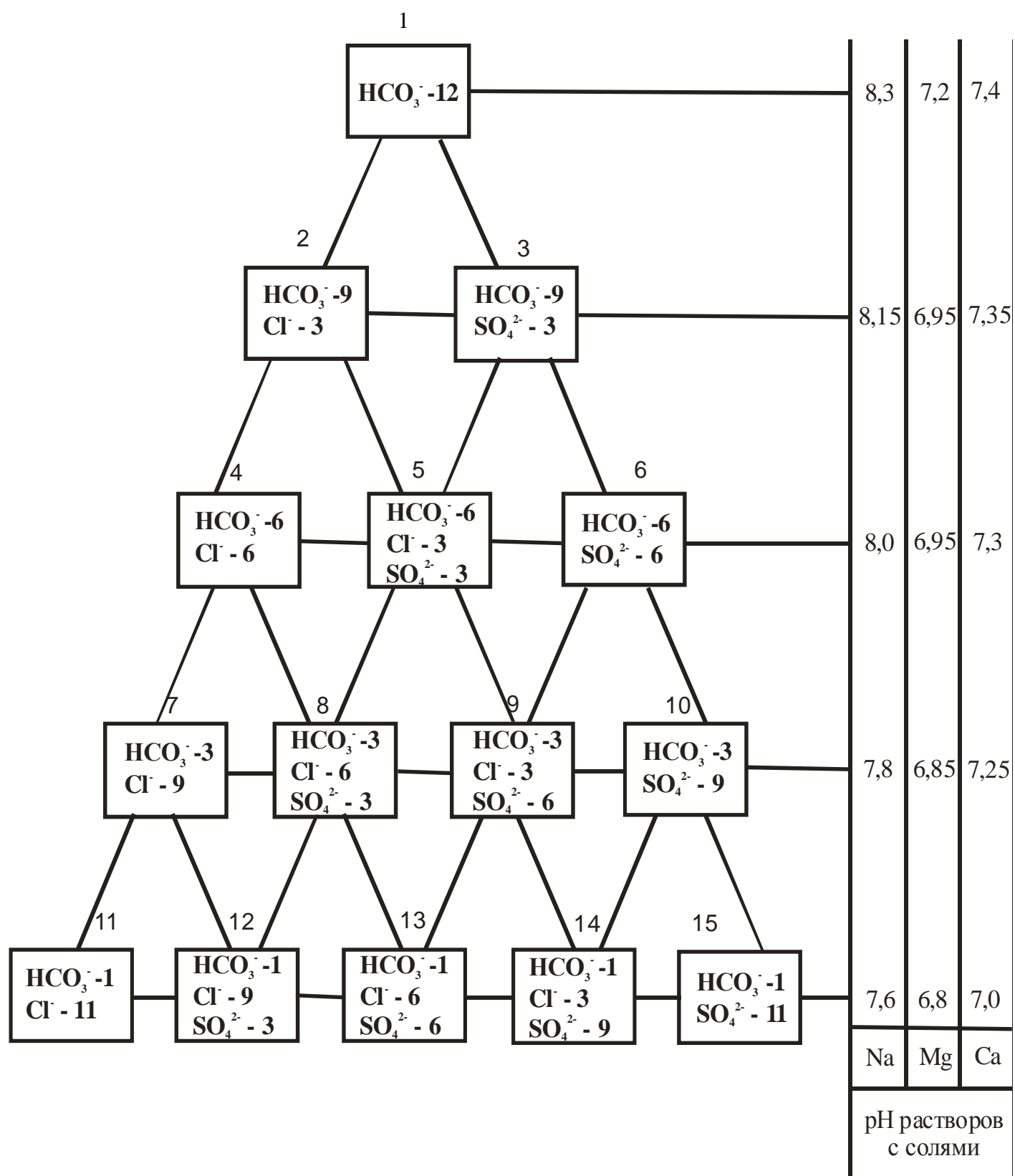


Рис. 3.1 - Диаграмма исследованных составов растворов

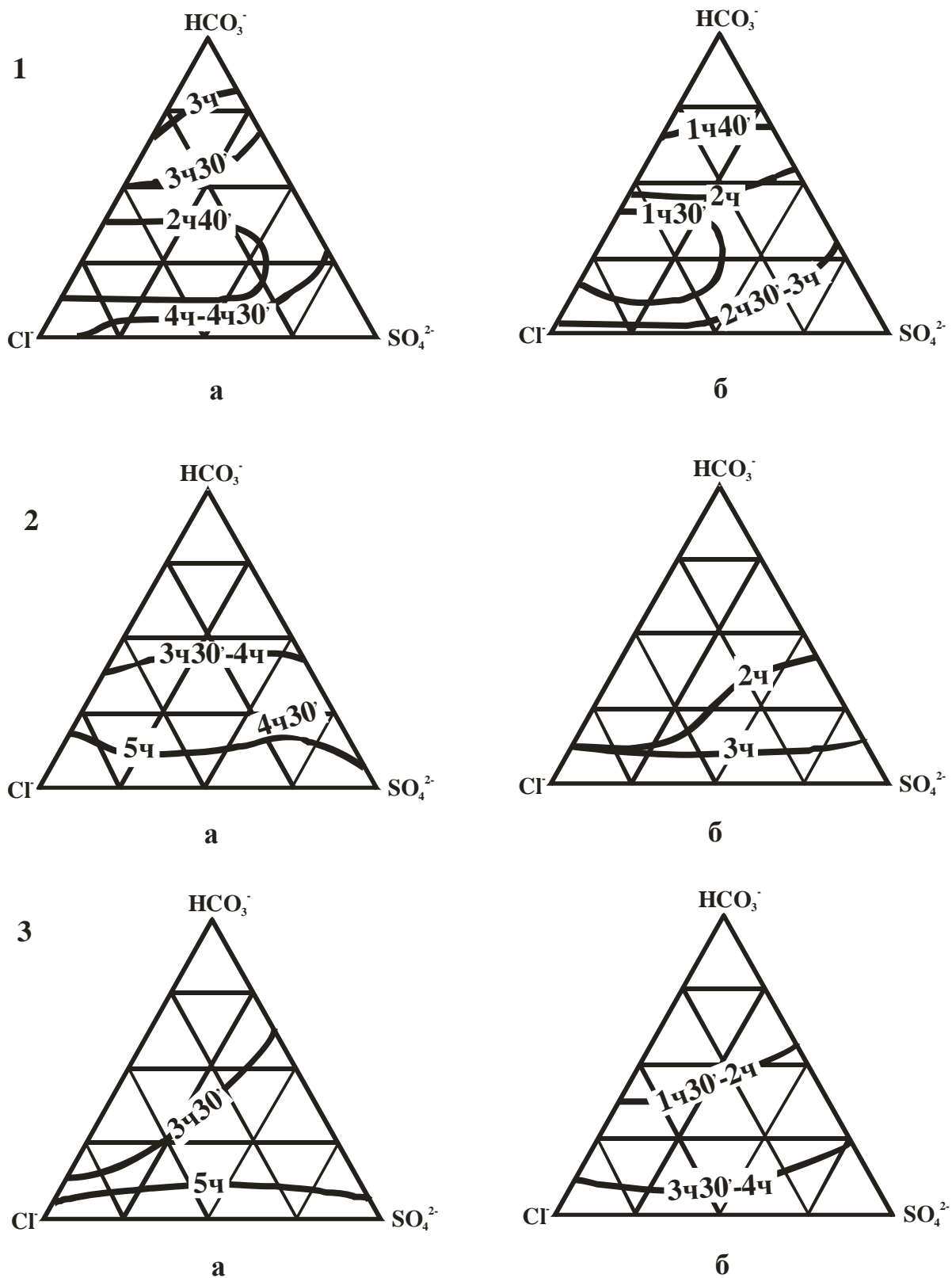


Рис. 3.2 - Триангулярные диаграммы осаждения гидроксидов алюминия:
 1 - растворы солей Na⁺; 2 - Ca²⁺; 3 - Mg²⁺;
 а - обычный раствор коагулянта;
 б - то же, активированный

хлопья образуются после добавления коагулянта через 5-8 мин, быстро укрупняются и оседают, то в растворах с низким содержанием HCO_3^- -ионов (11-15) хлопья образуются лишь через 15-20 мин после введения коагулянта; при этом они очень мелкие и оседают медленно. Следует отметить, что время коагуляции $\text{Al}(\text{OH})_3$ в этих растворах по данным наших опытов несколько превышает время, полученное исследователями для аналогичных систем, что, по-видимому, связано с различием концентраций ионов в исходных растворах и условиями перемешивания коагулянта в этих растворах.

Различен и характер образующегося осадка в растворах солей Na^+ . В растворах 1-10 (с более высоким содержанием HCO_3^- -ионов) осадок более рыхлый, чем в растворах 1-15 (низкое содержание HCO_3^- -ионов), объем осадка очень мал, он более плотный, хуже фильтруется. Различие в кинетике хлопьеобразования и осаждения в исследуемых системах обусловлено различной структурой частиц. В растворах с более высоким рН образуются крупные рыхлые хлопья, в растворах с низким рН хлопья мелкие, но более плотные. Отмечено, что значения рН, измеренные после осаждения осадка в растворах, куда вводили активированный коагулянт, изменяются сильнее, чем при введении обычного коагулянта.

При использовании активированного коагулянта во всех растворах солей натрия отмечается большая скорость образования и оседания хлопьев, сокращается время, необходимое для их полного осаждения. Особенно заметно это влияние в растворах с низкой щелочностью. При этом образуются более крупные хлопья, размер которых выборочно контролировали с помощью микроскопа.

Коэффициенты пропускания, определенные для некоторых растворов (1,6) солей Na^+ через три часа после введения коагулянта (табл. 3.1 - раствор 1 – концентрация HCO_3^- –ионов – 12 моль/дм³ и раствор 2 – концентрация HCO_3^- – и SO_4^{2-} – ионов по 6 моль/дм³), показывают, что при использовании обычного коагулянта осаждение хлопьев через три часа еще не закончено ($\tau < 100\%$); в

растворе 1 осаждение происходит быстрее, чем в растворе 2. При использовании активированного коагулянта через три часа после его введения осаждение взвеси закончено полностью. Эти данные подтверждают интенсифицирующее влияние активированного коагулянта на процесс коагуляции.

Таблица 3.1 – Коэффициенты пропускания (τ) растворов солей Na^+ через три часа после введения коагулянта

№ растворов	Коэффициент пропускания (τ), %	
	Обычный коагулянт	Активированный коагулянт
1	88	100
2	80	100
Дистиллированная вода	100	100

У исходных растворов солей Ca^{2+} и Mg^{2+} отмечаются более низкие значения pH, чем у раствора солей Na^+ , что обусловлено различием в силе оснований. В растворах с содержанием HCO_3^- -ионов 6-12 моль/дм³ хлопья образуются быстрее, чем в соответствующих солях Na^+ . При этом в начале образуется большое число мелких хлопьев, которые затем укрупняются в течение 15-20 мин. В растворах 10-15 с содержанием HCO_3^- -ионов 1 моль/дм³ (рис. 3.1 б) медленно образуются очень мелкие и плотные хлопья, которые в первые часы практически не оседают. После осаждения в растворе солей Ca^{2+} образуется осадок более влагоемкий большего объема, чем в растворах солей Na^+ , что, вероятно, обусловлено строением частиц: в растворе солей Ca^{2+} образуются более крупные и рыхлые хлопья $\text{Al}(\text{OH})_3$, которые вследствие адсорбции ионов Ca^{2+} более гидратированы. Повышение гидратации увеличивает устойчивость частиц и замедляет их осаждение по сравнению с осаждением хлопьев в растворах солей натрия. Большой объем осадка и более рыхлые частицы образуются в растворах, где преобладают анионы HCO_3^- – Cl^- , меньший объем осадка и менее рыхлые частицы – в растворах HCO_3^- – SO_4^{2-} . При низком содержании HCO_3^- (1 моль/дм³) образуется плотный осадок, объем

которого значительно меньше, чем в других растворах. Следует отметить четко проявившееся при определении τ влияние анионного состава раствора. При низком (1 моль/дм³) содержании HCO_3^- в растворе 2 в сочетании HCO_3^- иона с ионом Cl^- оседание взвеси происходит интенсивнее, чем в растворе, содержащем HCO_3^- и SO_4^{2-} ионы с небольшим количеством Cl^- -ионов. Это наблюдение согласуется с эффектом, отмеченным в работе [19]. После введения активированного коагулянта этот эффект сохраняется через три часа осаждения взвеси τ раствора II составляет 74%, а для растворов, не содержащих Cl^- -ионов или содержащих в меньшем количестве, τ составляет 57-63%.

В растворе 6, содержащем ионы HCO_3^- и SO_4^{2-} по 6 моль/дм³, хлопья образуются меньшего размера и оседают медленнее, чем в растворе с той же концентрацией HCO_3^- – ионов, но содержащих ионы Cl^- . Эти явления наблюдаются в растворах Ca^{2+} и Mg^{2+} позволяют сделать вывод, что коагуляция $\text{Al}(\text{OH})_3$ резко замедляется при понижении содержания ионов HCO_3^- и ускоряется при повышении содержания Cl^- - ионов в растворах.

При использовании активированного коагулянта в растворах солей Ca^{2+} отмечается более быстрое осаждение хлопьев: осветление растворов заканчивается практически за 1 ч 40 мин – 2 ч (рис. 3.2 а, б). Измерение коэффициента пропускания подтверждает, что через 2 ч после введения активированного коагулянта растворов 1-9 составляет не менее 90% - осаждение хлопьев практически закончено. В растворах 1-15 после их обработки активированным коагулянтом хлопьеобразование идет быстрее, наблюдается улучшение осаждения взвеси по сравнению с обычным коагулированием.

Для растворов солей магния (рис. 3.3а, б) определение коэффициента пропускания (τ) проб, отобранных из верхней части цилиндров через 5 часов после добавления обычного коагулянта, показало, что полностью произошло осветление растворов с содержанием HCO_3^- -ионов 9 и 12 моль/дм³ и раствора с

Номограммы для прогнозирования качества осветленной воды

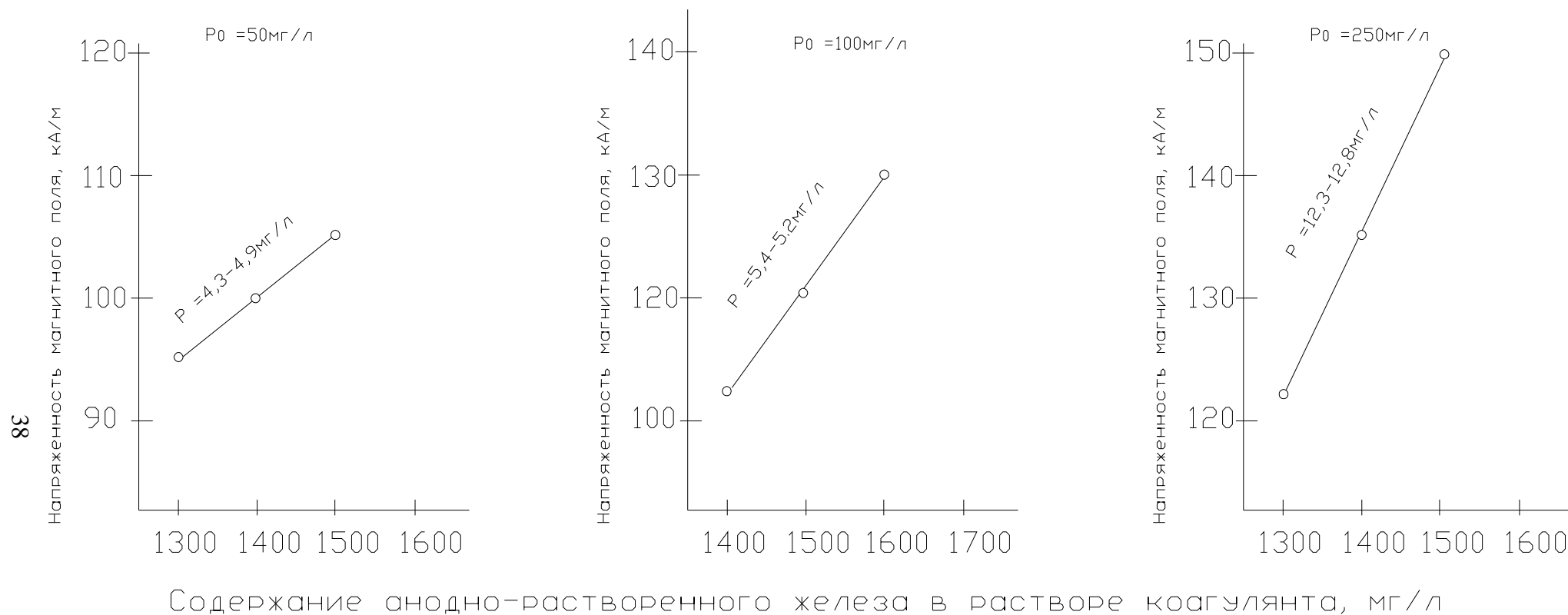


Рис. 3.3а - Линии уровня поверхности отклика при температуре исходной воды $+12,9^\circ\text{C}$

Номограммы для прогнозирования качества осветленной воды

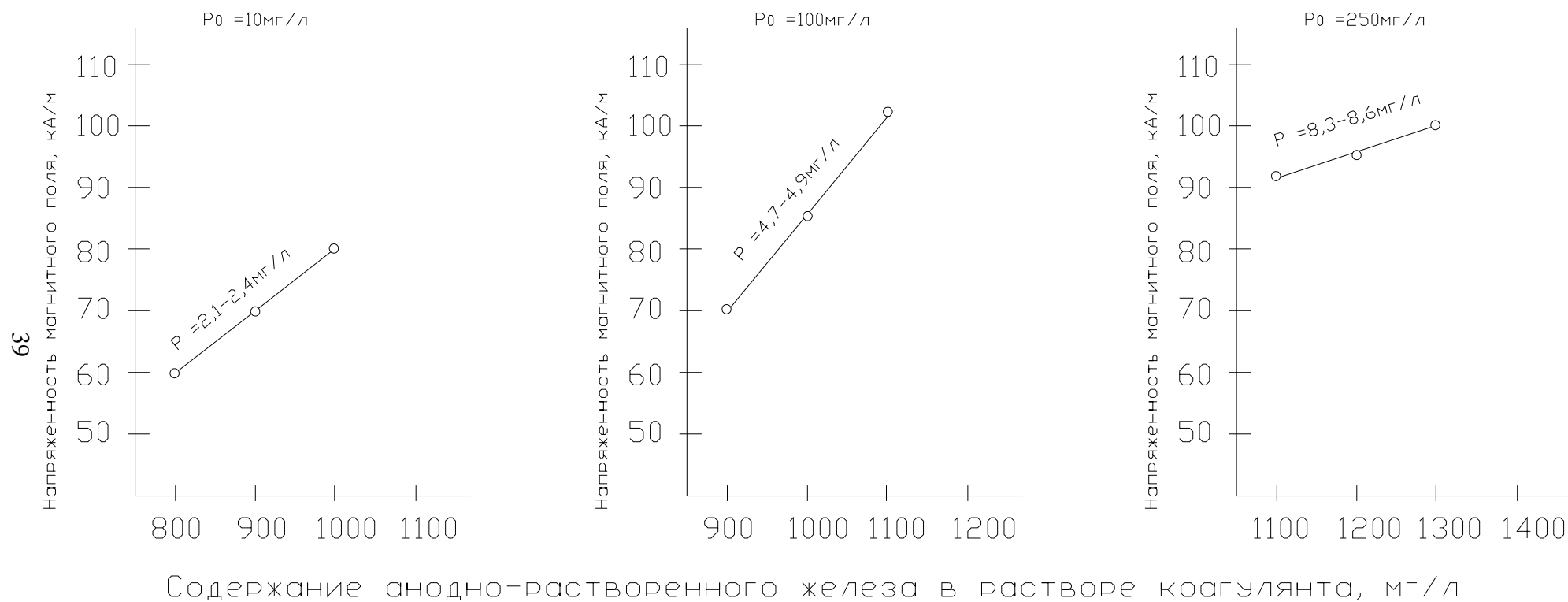


Рис. 3.36 - Линии уровня поверхности отклика при температуре исходной воды $+21,6^\circ\text{C}$

содержанием HCO_3^- -ионов – 3 моль/дм³ и Cl^- - ионов 9 моль/дм³. В растворе с содержанием 3 моль/дм³ отмечено также почти полное осветление жидкости ($\tau=90-95\%$). В растворах с содержанием 1 моль/дм³ коэффициент пропускания составляет 50-55%, т.е. осаждение взвеси полностью не закончено.

После введения активированного коагулянта в растворы солей Mg^{2+} осаждением хлопьев и осветление растворов происходит быстрее, чем при обычной коагуляции. В растворах 1-8 коэффициент пропускания через три часа после добавления активированного коагулянта имеет примерно те же значения, что и в растворах, куда вводили обычный коагулянт после 5-часового отстаивания. В растворах 12-15 при использовании активированного коагулянта после 3 часов отстаивания коэффициент пропускания τ выше, чем через 5 часов отстаивания при введении в раствор обычного коагулянта, (осаждение хлопьев ускорилось примерно на 50%).

На основании выполненных исследований можно сделать вывод, что при использовании активированного раствора коагулянта при очистке воды необходимо учитывать ее ионный состав, который в определенной степени влияет на качество осветления воды при ее очистке на очистных сооружениях водопровода.

3.2. Математическая модель прогнозирования качества осветления воды при использовании активированного раствора коагулянта

Изучение особенностей протекания процессов очистки воды при обработке ее активированным раствором коагулянта позволило разработать математическую модель для прогнозирования качества осветления воды, которая может быть использована при расчете и проектировании очистных сооружений, а также при наладке и эксплуатации в производственных условиях устройств для активации раствора коагулянта сульфата алюминия [38, 80, 93, 94, 106, 114, 126].

Обоснование функциональной зависимости, полученной при математической обработке результатов исследований, приведено ниже. В

основу математической модели положена зависимость остаточного содержания взвешенных веществ в осветленной воде (P) от температуры воды (t), напряженности магнитного поля (H), содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа (Fe^{3+}) и исходной мутности воды (P_0):

$$P = f(P_0, t, H, Fe^{3+}). \quad (3.1)$$

Составлена специальная программа для ПЭВМ и выполнены необходимые расчеты.

Учитывая, что при $P_0 = 0$ всегда $P=0$, зависимость (3.1) имеет вид

$$P = P_0(A_1 + A_2P_0 + A_3t + A_4H + A_5Fe^3 + A_6P_0^2 + A_7P_0t + A_8P_0H + A_9P_0Fe^3 + A_{10}t^2 + A_{11}tH + A_{12}tFe^3 + A_{13}H^2 + A_{14}HFe + A_{15}Fe^3). \quad (3.2)$$

Для удобства расчетов введем переменные:

$$\bar{P}_0 = \frac{P_0}{10}, \quad \bar{t} = t, \quad \bar{H} = \frac{H}{10}, \quad \bar{Fe} = \frac{Fe^{3+}}{1000},$$

Зависимость (3.2) можно переписать в таком виде:

$$P = A_1\bar{P}_0 + A_2\bar{P}_0^2 + A_3\bar{P}_0\bar{t} + A_4\bar{P}_0^2\bar{H} + A_5\bar{P}_0\bar{Fe}^{3+} + A_6\bar{P}_0^3 + A_7\bar{P}_0^2\bar{t} + A_8\bar{P}_0^2\bar{H} + A_9\bar{P}_0^2\bar{Fe}^{3+} + A_{10}\bar{P}_0\bar{t}^2 + A_{11}\bar{P}_0\bar{t}\bar{H} + A_{12}\bar{P}_0\bar{t}\bar{Fe}^{3+} + A_{13}\bar{P}_0\bar{t}\bar{H} + A_{14}\bar{P}_0\bar{H}\bar{Fe}^{3+} + A_{15}\bar{P}_0\bar{Fe}^{3+}, \quad (3.3)$$

где $A_1 = A_1 \cdot 10^{-1}; A_2 = A_2 \cdot 10^{-2}; A_3 = A_3 \cdot 10^{-1}; A_4 = A_4 \cdot 10^{-2}; A_5 = A_5 \cdot 10^{-4};$

$A_6 = A_6 \cdot 10^{-3}; A_7 = A_7 \cdot 10^{-2}; A_8 = A_8 \cdot 10^{-3}; A_9 = A_9 \cdot 10^{-5}; A_{10} = A_{10} \cdot 10^{-1};$

$A_{11} = A_{11} \cdot 10^{-2}; A_{12} = A_{12} \cdot 10^{-4}; A_{13} = A_{13} \cdot 10^{-3}; A_{14} = A_{14} \cdot 10^{-5}; A_{15} = A_{15} \cdot 10^{-7}. \quad (3.4)$

Используя опытные данные, приведенные выше, и табл. 3.2, подставляем в правую часть формулы (3.3) значения $\bar{P}_0(i), \bar{t}_i, \bar{H}_i, \bar{Fe}_i^{3+}$, а в левую часть соответствующие значения P_i ($i = 1, 2...15$), и получаем четыре системы 15-ти линейных уравнений с 15-ю неизвестными коэффициентами A_i .

Значения коэффициентов A_i , вычисленных с помощью ПЭВМ, следующие:

$A_1=14,729$; $A_2=0,13056$; $A_3=-0,3937$; $A_4=-0,21629$; $A_5=-0,0100373$; $A_6=0,000358$;
 $A_7=-0,00171$; $A_8=-0,000320$; $A_9=-0,00010149$; $A_{10}=0,0021$; $A_{11}=0,00052$;
 $A_{12}=0,0003234$; $A_{13}=0,001364$; $A_{14}=-0,00003852$; $A_{15}=0,0000068329$.

Зависимость остаточного содержания (P) взвешенных веществ в осветленной воде от температуры воды (t), напряженности магнитного поля (H), содержания анодно-растворенного железа (Fe^{3+}) и мутности исходной воды имеет следующий вид:

$$P = 147,290\bar{P}_0 + 13,056\bar{P}_0^2 - 3,937\bar{P}_0\bar{t} - 21,029\bar{P}_0\bar{H} - 100,373\bar{P}\bar{Fe} + 0,358\bar{P}_0^3 - \\ - 0,171\bar{P}_0^2\bar{t} - 0,320\bar{P}_0^2\bar{H} - 10,149\bar{P}_0^2\bar{Fe}^{3+} + 0,021\bar{P}_0\bar{t}^2 + 0,052\bar{P}_0\bar{t}\bar{H} + \\ + 3,234\bar{P}_0\bar{t}\bar{Fe}^{3+} + 1,364\bar{P}_0\bar{H}^2 - 3,852\bar{P}_0\bar{H}\bar{Fe}^{3+} + 68,329\bar{P}_0\bar{Fe}^{3+}.$$

Таблица 3.2 - Опытные данные, использованные для получения зависимости (3.1).

Содержание взвешенных веществ в исходной воде, (P_0), мг/дм ³	Температура воды, t , °С	Напряженность магнитного поля, H , кА/м	Содержание анодно-растворенного железа в растворе коагулянта (Fe), мг/дм ³	Остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде (P), г/дм ³ , (среднее значение)
10	3	80	1000	3,0
10	12	70	900	2,8
10	25	70	900	2,3
25	3	95	1200	4,2
25	12	90	1100	3,6
25	25	85	1000	3,1
50	3	100	1400	5,0
50	12	95	1200	4,4
50	25	95	1100	3,9
100	3	120	1500	5,8
100	12	105	1400	5,5
100	25	95	1200	4,9
250	3	135	3700	12,8
250	12	120	3200	10,2
250	25	115	2500	8,6

После подстановки коэффициентов A_i и некоторых математических

преобразований зависимость (3.1) имеет вид

$$\begin{aligned}
 P = & 0,14729 \cdot 10^2 P_0 + 0,13056 P_0^2 - 0,3937 P_0 t - 0,21029 P_0 H - \\
 & - 0,1000373 \cdot 10^{-1} P_0 Fe^{3+} + 0,358 \cdot 10^{-3} - 0,171 \cdot 10^{-2} P_0^2 t - 0,32 \cdot 10^{-3} P_0^2 H - \\
 & - 0,10149 \cdot 10^{-3} P_0^2 Fe^{3+} + 0,21 \cdot 10^{-2} P t^2 + 0,52 \cdot 10^{-3} P_0 t H + 0,323^4 \cdot 10^{-3} P_0 t Fe^{3+} + \\
 & + 0,1364 \cdot 10^{-2} P_0 H^2 - 0,328^2 \cdot 10^{-4} P_0 H Fe^{3+} + 0,68329 \cdot 10^{-5} P_0 Fe^{3+}. \quad (3.5)
 \end{aligned}$$

В связи с определенными трудностями практического использования формулы (3.5) построены линии поверхностей отклика $y=P$ (остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде) при использовании активированного раствора коагулянта в зависимости от напряженности магнитного поля $X_1(H)$ и содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа $y_2(Fe^{3+})$. Функция $y = f(X_1, X_2)$ в теории планирования эксперимента называется функцией отклика, а геометрическое изображение функциональной зависимости $y = f(X_1, X_2)$ в трехмерном пространстве представляет поверхность отклика. Линия уровня – это кривая в плоскости переменных (H, Fe^{3+}) , она представляет собой проекцию линии пересечения поверхности отклика плоскостью $P=const$, параллельной плоскости (H, Fe^{3+}) , ее уравнение:

$$P = f(H, Fe^{3+}) = const. \quad (3.6)$$

При фиксированных значениях P_0 и t величина P становится функцией только двух переменных H и Fe^{3+} . В трехмерном пространстве эта функция изображается некоторой поверхностью – поверхностью отклика.

Результаты математических расчетов использованы при построении линий уровня поверхности отклика (рис. 3.3), которые могут быть использованы для определения параметров магнитно-электрической активации раствора коагулянта при очистке воды [43].

Опытную проверку линий уровня поверхности отклика выполняли на модели горизонтального отстойника при температуре осветляемой воды $12,9^{\circ}C$ и мутности ее (P_0) 100 мг/дм^3 , нагрузка на модель отстойника составляла $0,39$

л/с (расчетная), доза коагулянта 70 мг/дм^3 (расчетная). Параметры активации: напряженность магнитного поля (H) – 80-95 кА/м, содержание в растворе коагулянта анодно-растворенного железа (Fe^{3+}) – $950-1050 \text{ мг/дм}^3$.

В табл. 3.3 приведены сравнительные данные опытных и расчетных значений содержания взвешенных веществ в осветленной воде при обработке ее активированным раствором коагулянта. Они позволяют сделать вывод о возможности использования полученных номограмм (рис. 3.3.) в технических расчетах при отстаивании коагулированных примесей.

Таблица 3.3 - Сравнительные данные изменения остаточного содержания взвешенных веществ при обработке воды активированным раствором коагулянта

Параметры активации		Остаточное содержание взвешенных веществ в осветленной воде, мг/дм^3			
H, кА/м	Fe^{3+} , мг/дм^3	Среднее арифметическое		Относительная погрешность среднего результата, %	
		по опытным данным	по номограмме, рис. 3.3 (а)	по опытным данным	по номограмме, рис. 3.3. (а)
-	-	6,3	-	3,5	-
80	950	4,9	4,7	4,1	2,6
95	1050	5,1	4,8	3,7	4,3

3.3. Влияние активированного раствора коагулянта ξ -потенциала золя гидроксида алюминия

Известно, что агрегативная устойчивость коллоидных систем характеризуется не только наличием электростатических сил отталкивания, но и другими факторами, основным из которых является гидратация частиц, т.е. образование на их поверхности оболочек из молекул дисперсионной среды. В гидрофобных золях после достижения пороговых концентраций электролитов наблюдаются явные признаки коагуляции, поскольку происходит сжатие двойного слоя и соответствующее уменьшение гидратных оболочек, что позволяет коллоидным частицам сближаться на расстояние, при котором энергия их взаимного притяжения превышает энергию теплового

(броуновского) движения. Изменение толщины диффузного слоя характеризуется величиной электрокинетического потенциала (ζ -потенциала). Чем сильнее размыт диффузный слой, тем выше ζ -потенциал и, наоборот, при предельном сжатии диффузного слоя ζ -потенциал приближается к нулю. При значении потенциала, $\zeta=0$ коллоидная частица не несет на себе заряд по отношению к среде, поэтому гидратная оболочка минимальна. Такому изоэлектрическому состоянию частиц соответствует минимальная устойчивость системы и наиболее выраженная коагуляция. С учетом сказанного величину ζ -потенциала можно считать основным критерием полноты протекания процесса коагуляции.

По данным А.М. Когановского и др. авторов [111] в процессе очистки воды используется только около 50-60% адсорбционной поверхности гидроксида алюминия.

При выполнении исследований использовали активатор, позволяющий воздействовать на раствор коагулянта сульфата алюминия магнитным полем, обрабатывать его анодно-растворенным железом и подвергать одновременному воздействию магнитного поля и электрокоагуляции. Активации подвергали 5%-ный раствор сульфата алюминия, напряженность магнитного поля в рабочем зазоре активатора составляла 20-125 кА/м, количество вводимого в раствор анодно-растворенного железа изменялось в пределах 300-1800 мг/дм³, скорость движения золя в рабочем зазоре составляла 0,05 м/с. Золь гидроксида алюминия приготавливали осаждением гидроксида из раствора $AlCl_3$ аммиаком с последующей пептизацией осадка соляной кислотой при кипячении, затем подвергали его длительному диализу в течение 10-12 суток.

В экспериментах использовали суспензию $CaCO_3$ (кристаллическая форма кальцита марки «ч.д.а» в дистиллированной воде), выдержанную после приготовления в течение 10-12 суток для установления равновесия.

Эффективность активации раствора сульфата алюминия определяли по отношению

$$\mathcal{E}_{\zeta} = \frac{\zeta_0 - \zeta_1}{\zeta_0} \cdot 100\%, \quad (3.7)$$

где \mathcal{E}_{ζ} - эффективность магнитно - электрической обработки $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$;

ζ_0 - электрокинетический потенциал золя $\text{Al}(\text{OH})_3$ в условиях обычной коагуляции, мВ;

ζ_1 - то же в условиях коагуляции с раствором $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, подвергнутым магнитно-электрической обработке, мВ.

Влияние активации раствора сульфата алюминия на величину электрокинетического потенциала золя гидроксида проиллюстрировано в табл. 3.4.

Таблица 3.4 - Эффективность влияние активированного раствора сульфата алюминия на ζ - потенциал золя.

Параметры магнитно-электрической обработки		Снижение величины электрокинетического потенциала, %	Величина доверительного интервала (а), мВ ($\gamma=0,95$); (n=4)
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм ³		
56	-	2,1	122,64<a<124,37
95	-	5,9	-
135	-	3,1	121,41<a<122,92
-	320	3,1	-
-	950	7,6	115,71<a<117,62
80	535	9,3	-
95	790	15,8	108,60<a<111,49
120	950	20,1	104,93<a<106,46

На снижение ζ -потенциала золя гидроксида алюминия незначительно (2,1-5,9%) влияет активация раствора коагулянта, несколько больше - при пропуске раствора через электролизер (7,6-9,3%), где раствор насыщается анодно-растворенным железом. Максимальное снижение ζ -потенциала золя $\text{Al}(\text{OH})_3$ достигается при активации коагулянта. Наибольшее уменьшение ζ -

потенциала (на 20,6%) наблюдается при напряженности магнитного поля 95 кА/м и содержании анодно-растворенного железа 790 мг/л.

3.4. Исследование механизма образования коллоидных частиц гидроксида алюминия, подвергнутого магнитно-электрической активации

Свежеприготовленные золи гидроксидов содержат аморфные коллоидные частицы. При старении золь происходит процесс кристаллизации, приводящий к распаду аморфных шариков и образованию кристаллов. На основании опытных данных установлено, что при образовании золь гидроксидов сначала образуются аморфные частицы-шарики, а процесс кристаллизации золь является результатом вторичных процессов, протекающих в течение определенного времени [21].

Исходя из современных представлений о механизме образования коллоидных частиц гидроксида алюминия, изучали механизм образования коллоидных частиц гидроксида алюминия, подвергнутого магнитно-электрической активации с использованием электронно-микроскопического и электронно-графического методов. Исследования выполняли с помощью электронного микроскопа ЭМ-200 при увеличении $\times 30000$. Золи $\text{Al}(\text{OH})_3$ приготавливали по методике [115], параметры магнитно-электрической обработки следующие:

- напряженность магнитного поля – 95-115 кА/м;
- содержание анодно-растворенного железа – 1050-1200 мг/дм³;
- скорость движения золя - 0,03 м/с.

При рассмотрении золь в электронном микроскопе можно заметить различие в возникновении шарообразных частиц обычных золь и золь, подвергнутых магнитно-электрической активации: обычный золь дает менее крупные агрегаты, чем золь, прошедший магнитно-электрическую активацию. Размер шариков коллоидов в первом случае не превышает 0,1 мкм, в то время как крупность коллоидов активированного золя достигает 0,2 мкм и более. В

дальнейшем слипание отдельных шарообразных частиц и образование крупных агрегатов в обычном золе происходят медленнее, чем при контрольном опыте. Образующиеся золи имеют ячеистое строение и, как показывают электронно-микроскопические исследования, в узлах ячеек начинается процесс кристаллизации, который протекает более интенсивно в золе, подвергнутом магнитно-электрической активации: если в обычных золях процесс образования кристаллов наступает через 18-20 часов, то в контрольном опыте - через 12—14 часов, размер кристаллов в первом случае не превышает 0,2 мкм, в контрольном опыте достигает 0,3 мкм и более

Гидроксид алюминия имеет девять кристаллических модификаций: α -, γ -, β -, корунд (Al_2O_3), гидраргиллит ($\text{Al}_2(\text{OH})_3$), диаспор (AlOOH), боксит ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), гиббсит ($\gamma\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), байерит ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) и бемит ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$). При электронно-графическом исследовании золь $\text{Al}(\text{OH})_3$ установлено, что свежеприготовленные золи, дающие в электронном микроскопе картину шариков, имеют аморфную структуру. Затем по мере образования кристаллов в узлах ячеек золи дают дифракционную картину, состоящую из отдельных точечных рефлексов, количество которых при магнитно-электрической активации больше, чем в обычном золе, что, указывает на более интенсивное протекание кристаллизационных процессов. Коллоидные частицы золя $\text{Al}(\text{OH})_3$ при магнитно-электрической активации имеют такую же модификацию, как и обычный золь — гидраргиллит. Рентгенографическим, электронно-микроскопическим и электронно-графическим методами анализа установлено, что золи $\text{Al}(\text{OH})_3$ - сначала имеют структуру бемита, которая постоянно переходит в структуру гидраргиллита.

3.5. Электронно-микроскопические исследования золя активнокремниевой кислоты

Выполненные нами исследования [26, 28, 75] показали, что механизм флокулирующего действия золь АК зависит преимущественно от образования

в процессе их созревания агрегатов коллоидных размеров, представляющих собой цепеобразные разветвленные структуры, способные взаимодействовать с коллоидными частицами и грубодисперсными взвесями гидроксидов алюминия, железа, магния, карбоната кальция и т.п., образуя крупные, прочные и тяжелые хлопья. Отрицательный заряд SiO_2 -золей значительно облегчает их адсорбционное и адгезионное взаимодействие с положительно заряженными частицами или их агрегатами. Отсутствие определяющего влияния гетерокоагуляции на ход процесса подтверждается следующим. Растворы силиката натрия, разбавленные сразу после нейтрализации, не обладают флокулирующими свойствами, хотя при этом почти вся кремнекислота ($\approx 85-90\%$) перешла в коллоидную форму и размер первичных частиц оставленного для созревания золя с течением времени практически не изменяется. Полученные значения скоростей растворения частиц золей АК, подвергнутой магнитно-электрической активации, в плавиковой кислоте характеризуют поверхность, а, следовательно, и размер частиц этих золей (табл. 3.5). Параллельно ставили опыт на обычном золе.

Измерения проводили по методике, разработанной Т. Окуркой и др. [9, 113] и усовершенствованной Л.А Кульским с сотрудниками. Скорость растворения частиц определяли как отношение концентрации SiO_2 , растворившейся за 1 мин, к ее исходной концентрации в золе АК.

Таблица 3.5 - Скорость растворения частиц в плавиковой кислоте

Отношение времени созревания золей ко времени их застудневания	Скорость растворения частиц золей АК, мин		Примечание
	Обычный золь	Золь, подвергнутый магнитно-электрической обработке	
1	2	3	4
0,05	0,44	0,34	Напряженность магнитного поля 125 кА/м, содержание анодно-растворенного железа 13-50 мг/дм³
0,10	0,43	0,35	
0,20	0,45	0,34	
0,25	0,43	0,33	
0,40	0,41	0,34	

1	2	3	4
0,65	0,44	0,34	
0,80	0,44	0,35	
0,90	0,45	0,35	
1,0	0,45	0,33	
1,15	0,44	0,34	
1,25	0,44	0,35	

Данные табл. 3.5. показывают, что скорость растворения частиц золей на всем протяжении вызревания остается постоянной. Это говорит о том, что при вызревании укрупнение отдельных частиц АК практически не происходит. В то же время скорость растворения золя, подвергнутого активированию, примерно на 30% ниже, чем скорость растворения обычного золя. Следовательно, при магнитно-электрической обработке золя АК образуются более крупные частицы, что, по-видимому, можно объяснить каталитическим действием магнитного поля на реакцию полимеризации кремнекислоты.

Электронно-микроскопическое исследования свидетельствуют, что золь кремнекислоты состоит из мелких частиц шарообразной и вытянутой формы. При активации золей последние в достаточной степени структурированы, отдельные частицы имеют большие размеры и разветвления, что обуславливает их более высокое флокулирующее действие.

Флокулирующее свойство золей АК определяется главным образом образованием разветвленных кремнекислородных структур и их формой, а не размерами и зарядом отдельных частиц АК. При добавлении в осветляемую воду активированной АК после гидролиза сульфата алюминия и образования гидроксидов и их агрегатов более разветвленной структуры АК, адсорбируясь на поверхности частиц гидроксида, образуют между ними кремнекислородные мостики повышенной прочности, в результате чего возникают прочные коагуляционные структуры, обуславливающие образование крупных агрегативно неустойчивых агрегатов, что, в конечном итоге, приводит к увеличению флокулирующего действия кремнекислоты.

3.6. Исследование структурных изменений в водно-дисперсных системах активированного раствора коагулянта методом ядерно-магнитного резонанса

Одним из наиболее эффективных методов исследования воды и водных систем является метод ядерного магнитного резонанса (ЯМР). Выполненные с помощью этого метода релаксационные измерения позволяют анализировать динамику движения молекул, определять коэффициент самодиффузии, исследовать процессы гидратации и другие явления, имеющие место в водно-дисперсных системах. Из физической сущности ЯМР [22] известно, что если ядра веществ обладают спином $\neq 0$, то их магнитные моменты $\mu \neq 0$ при помещении этой системы ядер в постоянное магнитное поле H и воздействии на нее слабым переменным электромагнитным полем H вызывают ядерное резонансное поглощение при условии

$$\omega = \gamma \cdot H = \mu \cdot H, \quad (3.8)$$

где ω - частота электромагнитного поля ЯМР;

γ - гидромагнитное отношение ядер.

Это соотношение позволяет вычислить частоту ЯМР при выполненных исследованиях.

В реальных условиях каждое вещество имеет несколько локальных магнитных полей решетки. Среди них существуют такие магнитные поля, частота которых соответствует частоте резонансного взаимодействия системы ядерных спинов с флуктуирующими магнитными полями решетки: происходит “перекачка” энергии возбужденных спинов к решетке, между энергетическими уровнями устанавливается равновесие. При этом выделяющаяся энергия превращается в тепловую энергию решетки; имеет место спин-решетчатое взаимодействие, а скорость установления равновесия распределения энергии характеризуется временем спин-решетчатой релаксации T_1 , которое зависит от структуры и фазового состояния вещества, наличия центра кристаллизации и других факторов. Кроме взаимодействия с решеткой магнитные ядра взаимодействуют между собой. На каждый магнитный момент ядра в условиях

ЯМР действуют внешнее постоянное поле H и слабое локальное внутреннее поле H_1 , создаваемое магнитными моментами соседних ядер. Значение H_1 меняется от ядра к ядру, поэтому резонанс наблюдается в некотором диапазоне значения поля. Последнее определяет ширину и форму резонансных поглощений, скорость установления равновесия между ядерными спинами системы характеризуется спин-спиновым временем релаксации T_2 [41].

Производили измерение времени ядерной релаксации T_1 на спин - эхо релаксметре и исследование процессов связывания воды в коагулированных осадках методом СВЧ. В экспериментах исследовали интенсивность спин-решетчатой релаксации протонов 5%-ного водного раствора сульфата алюминия коагулируемой взвеси в модельной воде с содержанием взвешенных веществ 150 мг/дм³.

Поскольку в вязких жидкостях T_2 и T_1 время релаксации T_1 и T_2 однозначно определяется временем корреляции τ_c , в данных исследованиях изучали только время спин-решетчатой релаксации T_1 , которая определяет высокочастотные составляющие локального поля. Для относительно подвижной жидкости время корреляции обратно пропорционально T_1 , тогда уменьшение τ_c (т.е. возрастание подвижности молекул) приводит к увеличению T_1 и наоборот.

На рис. 3.4. приведены результаты измерения времени релаксации обычного, активированного магнитно-электрическим способом растворов сульфата алюминия, а также смешанного алюможелезного коагулянта с отношением $FeCl_3$ и $Al_2(SO_4)_3$, равным их содержанию в активированном растворе сульфата алюминия. T_1 в данном случае составляет 945, 1160 и 985 мс. Промежуток времени, в течение которого неравновесная замкнутая макроскопическая система переходит в состояние равновесия, для активированного раствора коагулянта соответственно на 22,7 и 17,8% больше, чем для обычного и смешанного алюможелезного растворов коагулянтов.

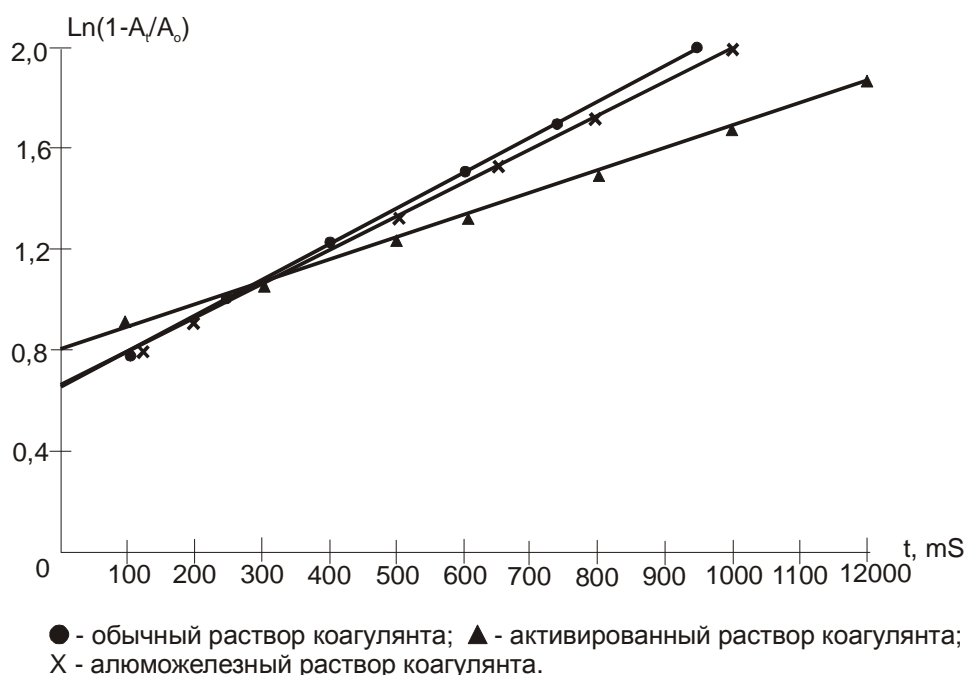


Рис. 3.4 - Время релаксации протонов воды раствора коагулянта

Анализ опытных данных показывает, что активирование магнитно-электрическим способом раствора коагулянта приводит к нарушению динамического равновесия водно-дисперсной системы и, следовательно, создает условия для образования ионных ассоциатов - зародышей новой фазы, выполняющих роль центров коагуляции при очистке воды [105].

Использование активированного раствора коагулянта в процессе очистки воды позволяет увеличить плотность осадка, в результате чего образуются более плотные экранирующие пленки, замедляющие диффузию встречных потоков воды и образовавшихся в процессе коагуляции соединений через экранирующие гидратные пленки.

На рис. 3.5. показаны кривые изменения T_1 в процессе структурообразования осадка гидроксида алюминия, обладающего сравнительно низкими дегидратирующими свойствами, для которого на начальном этапе образования лимитирующей стадией является химическое взаимодействие с водой [25].

Удельная поверхность осадка гидроксида алюминия не значительна по сравнению с удельной поверхностью структурированных комплексов, образующихся при очистке воды, поэтому скорость изменения T_1 практически

отражает скорость изменения их в течение времени дегидратации осадка. При этом наклон первого участка кривых определяет скорость образования гидратных пленок, обволакивающих коагулированные примеси воды, а графики второго участка соответствуют времени образования гидратных комплексов, образовавшихся при очистке воды. Скорость изменения времени релаксации T_1 для осадка, образовавшегося при обычном коагулировании, выше, чем для осадка, образовавшегося при обработке воды активированным раствором коагулянта. Следовательно, при использовании активированного раствора коагулянта образование на поверхности коагулированных примесей экранирующих пленок происходит медленнее, а процессы дегидратации образовавшихся в процессе очистки воды гидратных структурированных комплексов ускоряются. Последнее подтверждают результаты измерения T_1 в процессе коагулирования примесей обычным и активированным раствором сульфата алюминия (рис. 3.6). Характер ядерной релаксационной зависимости $T_1=f(t)$ объясняется механизмом коагуляции примесей. Первый участок кривых характеризуется временем релаксации, обусловленного, вероятно, освобождением молекул воды из связанного состояния в результате увеличения удельной поверхности коагуляционной структуры. На втором участке $T_1=f(t)$ время релаксации резко замедляется, что соответствует интенсивному образованию коагуляционных структур. В дальнейшем происходят незначительные изменения коагуляционной структуры и время релаксации существенно не изменяется.

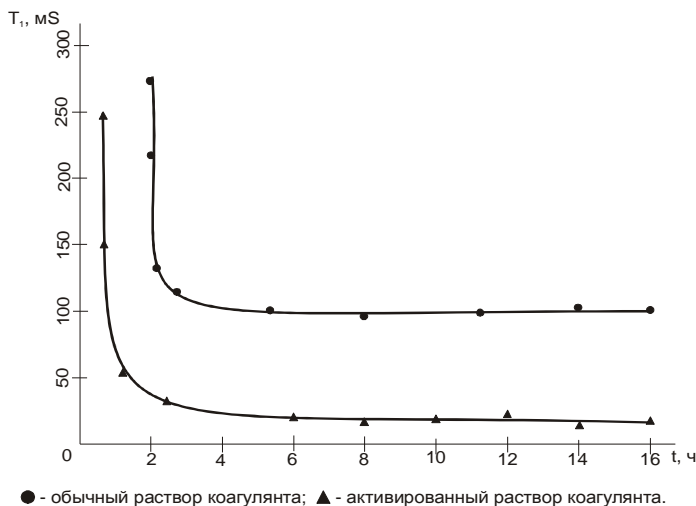


Рис. 3.5 – Зависимость времени релаксации протонов воды в процессе структурообразования осадка гидроксида алюминия раствора коагулянта

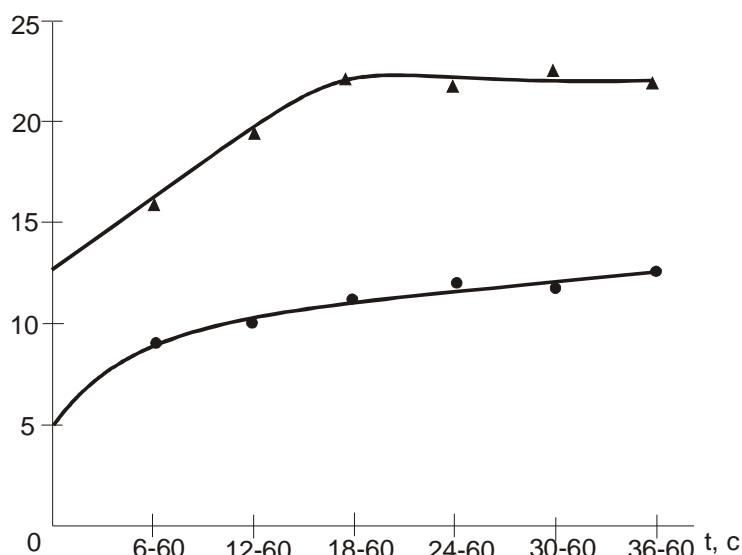


Рис. 3.6 – Изменение времени релаксации T_1 в процессе коагулирования

- Обычный раствор коагулянта; ▲ Активированный раствор коагулянта;
 ✕ Алюможелезный раствор коагулянта;

Использование активированных растворов коагулянта позволяет увеличить время релаксации T_1 в процессе коагулирования примесей, что вызвано, по-видимому, наличием дополнительных центров коагуляции и, как следствие, более значительным нарушением динамического равновесия в водно-дисперсной системе в процессе очистки воды.

При обработке воды активированным раствором коагулянта наблюдается уменьшение количества свободной воды в коагулированных примесях, что подтверждено специальными исследованиями, выполненными методом СВЧ [23]. Ослабление радиоволн СВЧ при использовании активированного раствора коагулянта протекает интенсивнее, что свидетельствует о более значительном уменьшении свободной воды в системе, по сравнению с обычной коагуляцией. Анализ опытных данных показывает, что сначала коагуляции активированным раствором сульфата алюминия процесс связывания свободной воды протекает более интенсивно, чем при обычной коагуляции.

Экспериментальные данные, полученные ЯМР-методом, свидетельствуют о том, что активные центры коллоидной стадии дисперсности, образующиеся в растворе сульфата алюминия под действием магнитного поля, после стабилизации их анодно-растворенным железом, выполняя роль

дополнительных центров коагуляции, оказывают интенсифицирующее влияние на процессы очистки воды.

Выводы

1. Предложен метод триангулярных диаграмм, использование которых позволяет изучить влияние ионного состава на кинетику коагуляции гидроксида алюминия при обработке воды активированным раствором коагулянта сульфат алюминия.

2. Установлено, что при использовании активированного раствора коагулянта при очистке воды необходимо учитывать ее ионный состав, который в определенной степени влияет на качество осветления воды при очистке ее на очистных сооружениях водопровода.

3. Разработана математическая модель прогнозирования качества осветления воды, которая может быть использована при расчете и проектировании очистных сооружений, а также при наладке и эксплуатации в производственных условиях устройств для активации раствора коагулянта сульфата алюминия.

4. При обработке воды активированным раствором коагулянта наблюдается снижение агрегативной устойчивости коллоидных примесей. Процесс кристаллизации золь гидроксида алюминия протекает более полно, что подтверждается электронно-микроскопическими исследованиями, которые показывают, что золь гидроксида алюминия сначала имеет структуру бимита, которая постоянно переходит в структуру гидрогилита, что обуславливает более интенсивное образование зародышей новой фазы, выполняющих роль дополнительных центров коагуляции.

5. На основании экспериментальных данных, полученных ЯМР-методом, установлено, что активные центры коллоидной стадии дисперсности, образующиеся в растворе сульфата алюминия под действием магнитного поля, после стабилизации их анодно-растворенным железом, выполняя роль дополнительных центров коагуляции, оказывают интенсифицирующее влияние на процессы очистки воды.

4. РАЗРАБОТКА ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ КАРТ РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ И ИХ ТЕОРЕТИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ

Разработка технологических карт ресурсосберегающих технологий, предусматривает следующие этапы:

- выполнение теоретических исследований;
- определение оптимальных режимов активации реагента сульфата алюминия;
- обоснование технологических схем, связанных с использованием активированного раствора коагулянта в процессах очистки воды.

Основные результаты теоретических исследований по обоснованию технологических карт ресурсосберегающих технологий приведены ниже.

Изменение физико-химических показателей при активировании водно-дисперсных систем свидетельствует о влиянии магнитного поля на структуру воды и водных растворов. При активировании наблюдается снижение гидратации ионов и других примесей, что приводит к улучшению ее технологических свойств: повышается растворимость, изменяется кинетика кристаллизации, возрастает скорость коагуляции.

4.1. Анализ гипотез, объясняющих структурные изменения в водно-дисперсных системах при обработке их активированным раствором коагулянта

В настоящее время существует несколько гипотез, которые в той или иной степени позволяют объяснить наблюдаемые структурные изменения при активировании водно-дисперсных систем:

- ионные гипотезы - основная роль отводится ионам, находящимся в воде;
- коллоидные гипотезы - в основе лежит действие магнитных полей на коллоидные частицы, обладающие довольно большой магнитной

восприимчивостью (пара- или ферромагнитные);

- водные гипотезы - обосновывают действие магнитных полей собственно на воду.

Представление о механизме воздействия магнитного поля на водно-дисперсные системы в определенной степени может быть получено на основании ионной теории в свете современных представлений о структуре воды в водно-дисперсных системах [54].

В основе ионных гипотез лежит действие магнитных полей на перемещающиеся в них ионы. Возникающие при этом силы Лоренца определяются уравнением

$$F = k \cdot q \cdot u \cdot \sin \gamma \cdot H, \quad (4.1)$$

где k - коэффициент пропорциональности;

q - заряд иона;

u - скорость перемещения иона, мм/с;

H - напряженность магнитного поля;

γ - угол между направлениями поля и движения иона;

Силы Лоренца возрастают с увеличением заряда иона, напряженности поля, скорости пересечения ими линий магнитного поля. Положительно и отрицательно заряженные ионы (катионы и анионы) под действием сил Лоренца отклоняются в противоположные стороны.

Известно, что энергия магнитного поля, приходящаяся на единицу объема:

$$E = \frac{\mu \cdot H^2}{2}, \quad (4.2)$$

где μ - магнитная восприимчивость среды;

H - напряженность магнитного поля кА/м в условиях, наблюдаемых при магнитной обработке водно-дисперсных систем, значительно меньше энергии связи между частицами и энергии их теплового движения. Поэтому можно считать, что энергия микросистемы в магнитном поле практически не отличается от энергии системы вне поля.

Иная картина наблюдается в микросистемах. Всякая элементарная частица наряду с зарядом, массой и другими свойствами обладает определенным моментом количества движения (спином) и постоянным магнитным моментом P , между которыми существует связь

$$p = g \pm \frac{q}{2m}, \quad (4.3)$$

где g - коэффициент, характеризующий состояние частицы в атоме;

q - заряд частицы, кДж/моль;

m - ее масса.

В присутствии магнитного поля частица ориентируется таким образом, что энергия принимает значения u^I , u^{II} , u^{III} , отличающиеся от значений энергии вне поля на величину B (магнитная индукция).

Электроны в атоме при наложении внешнего магнитного поля находятся не только под действием этого поля, но и ядра. При напряженностях магнитного поля, применяемых при активации водно-дисперсных систем, связь между векторами магнитных моментов ядра и электронами разрывается, электроны и ядра ориентируются и прецессируют независимо друг от друга.

Для чистой воды время пребывания ее молекулы в данном положении равновесия по Я.Н. Френкелю обозначается

$$t = t_0 \cdot l, \quad (4.4)$$

где t_0 - период свободного колебания молекул, $t_0 = 10^{-13}$ с;

l - высота потенциального барьера, который разделяет временные положения равновесия.

Такое перемещение - трансляционное движение характерно как для молекул чистой воды, так и для ионных примесей водных растворов. При появлении в чистой воде ионов время пребывания молекул в воды в ближайшем к иону положении равновесия определяется по (4.4).

Трансляционное движение характеризуется скачкообразным передвижением молекул воды.

Пусть в чистой воде число скачков одной молекулы воды

$$j = j_0 \cdot e^{-\frac{E}{RT}}, \quad (4.5)$$

где j_0 - коэффициент, учитывающий радиус молекул водно-дисперсной среды при образовании локальных разрежений в воде;

E - высота потенциального барьера, $E=5 \cdot 10^5 \dots 3 \cdot 10^5$ Дж/кмоль.

В присутствии ионов солей энергии активации изменяется на величину ΔE :

$$j = j_0 \cdot e^{-\frac{E+\Delta E}{RT}}, \quad (4.6)$$

где $\Delta E > 0$ - для ионов малых радиусов. Ионы малых радиусов уменьшают трансляционное движение, что представляет собой позитивную гидратацию. Для ионов больших радиусов $\Delta E < 0$, однако число скачков молекул воды около такого иона увеличивается.

Пусть ΔV - плотность воды, смешанной с контрольным раствором.

Тогда

$$\Delta V = K n_0 j \tau, \quad (4.7)$$

где K – коэффициент пропорциональности;

n_0 - число молекул воды;

τ - объем молекул воды.

При добавлении к чистой воде ионов примесей число скачков молекул воды изменяется. Рассмотрим случай, когда при диссоциации молекула соли распадается на катион и два аниона ($CaCl_2 \rightarrow Ca + Cl + Cl$). Трансляционное движение молекул, которые находятся далеко от ионов, такое же, как и в чистой воде. Таких молекул будет

$$n_0 + m_1 n_1 - 2m_2 n_2, \quad (4.8)$$

где $m_1 m_2$ - координационное число молекул воды соответственно около катиона и аниона;

$n_1 n_2$ - концентрация соответственно катионов и анионов.

Для простоты расчетов допустим, что $n_1 = n_2 = n$. Число скачков молекул воды в 1с, которые не находятся вблизи ионов, можно выразить формулой

$$(n_0 - m_1 n_1 - 2m_2 n_2) \cdot j e^{\frac{E}{RT}} = \left[n_0 - (m_1 - 2m_2)^n \cdot j e^{\frac{E}{RT}} \right]. \quad (4.9)$$

Число скачков молекул воды в 1с, которые находятся около катиона:

$$m_1 n j_0^I e^{\frac{E - \Delta E}{RT}}, \quad (4.10)$$

$$2m_2 n j_0^{II} e^{\frac{E - \Delta E}{RT}}. \quad (4.11)$$

Ионы, как и молекулы воды, делают активные скачки. Число скачков катионов и анионов соответственно равно

$$n j_0 e^{\frac{E - \Delta E_1}{RT}} \text{ и } n j e^{\frac{E + \Delta E_2}{RT}}. \quad (4.12)$$

Допустим, что $j_0 \approx j_0^I = j_0^{II}$, а ΔV^I -плотность водного раствора при магнитной обработке. Тогда на основании (4.9)-(4.12):

$$\Delta V^I = k [n_0 - (m_1 + 2m_2)n] j_0 e^{\frac{E}{RT\tau}} + k m_1 n j^I e^{\frac{E - \Delta E_1}{RT\tau_1}} - k n j_0 \cdot e^{\frac{E - \Delta E_1}{RT\tau_1}} + 2n j_0^{II} \cdot e^{\frac{E - \Delta E_2}{RT\tau_2}} \cdot k \tau_2, \quad (4.13)$$

где τ, τ_1, τ_2 - соответственно объем молекулы воды, катиона и аниона. Знак «-» перед четвертым слагаемым означает, что скачки катионов вызывают уплотнение жидкости.

Допустим, что коэффициент пропорциональности K для катионов, анионов и молекул воды одинаков. Учитывая и то, что $j_0 \approx j_0^I \approx j_0^{II}$, рассчитаем разность

$$\Delta V^I - \Delta V = k n j e^{\frac{E}{RT}} \left\{ \left[\left(2m_2 e^{\frac{\Delta E_2}{RT\tau_2}} + m_1 e^{\frac{-\Delta E_1}{RT}} \right) - (m_1 + 2m_2) \right] \tau - e^{\frac{-\Delta E_1}{RT}} \tau_1 + 2e^{\frac{-\Delta E_2}{RT}} \cdot \tau_2 \right\} \quad (4.14)$$

В выражениях (4.7) и (4.13) не учитывается трансляционное движение молекул омагниченного водного раствора.

Рассчитаем значения $\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V}$, учитывая (4.4) и (4.14):

$$\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V} = \frac{n}{n_0} \left[2m_2 e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} + m_1 e^{\frac{\Delta E_1}{RT}} - (m_1 + 2m_2) - e^{\frac{\Delta E_1}{RT}} \frac{\tau_1}{\tau_2} + 2e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} \frac{\tau_2}{\tau_1} \right]. \quad (4.15)$$

Для оценки значения $\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V}$ в водном растворе с ионами Mg^{2+} и Cl^-

следует учитывать, что в отличие от иона Ca^{2+} ион магния делает активные скачки вместе с молекулами воды:

$$\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V} = \frac{n}{n_0} \left[2m_2 e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} - (m_1 + m_2) + 2e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} \frac{\tau_2}{\tau_1} + 2e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} \frac{\tau_1}{\tau_2} + m e^{\frac{\Delta E}{RT}} \frac{\tau_3}{\tau} \right] \quad (4.16)$$

где τ_3 – объем комплексного катионита, окруженного молекулами воды.

Если для обоих ионов $\Delta E > 0$ (например, KCl), то

$$\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V} = \frac{n}{n_0} \left[m_2 e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} + m_1 e^{\frac{\Delta E_1}{RT}} - (m_1 + m_2) + e^{\frac{\Delta E_1}{RT}} \frac{\tau_1}{\tau^I} + 2e^{\frac{\Delta E_2}{RT}} \frac{\tau_2}{\tau_1} \right] \quad (4.17)$$

Уравнения (4.15)-(4.17) показывают, что $\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V}$ зависит от природы

и концентрации ионов. Значения $\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V}$, полученные экспериментально и рассчитанные по формулам (4.15)-(4.17) для водных растворов солей концентрации 10 моль/дм³, приведены в табл. 4.1.

Таблица 4.1- Изменение значения $\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V}$ в водных растворах солей

Водный раствор соли	Значения $\frac{\Delta V^I - \Delta V}{\Delta V}$ при $C=10$ моль/л	
	Экспериментальное	Расчетное
$CaCl_2$	$2,35 \cdot 10^{-2}$	$1,78 \cdot 10^{-3}$
$MgCl_2$	$1,62 \cdot 10^{-2}$	$1,655 \cdot 10^{-3}$
KCl	$2,05 \cdot 10^{-2}$	$1,72 \cdot 10^{-3}$

Из табл. 4.1 видно, что влияние концентрации ионов солей на трансляционное движение молекул воды и ионов этих солей, определенное экспериментальным и расчетным путем, имеет идентичный характер. Различие в абсолютных значениях величин, полученных расчетным путем и

экспериментально, можно объяснить допущениями, сделанными при выводе формул (4.15)-(4.17).

В табл. 4.2 приведены значения ΔE_1 ΔE_2 , которые были использованы для оценки значений по формулам (4.15)-(4.17).

Таблица 4.2 - Изменение потенциального барьера ионов в зависимости от их радиуса

Ион	Радиус, Å ⁰	ΔE , Дж/кмоль		Координационное число
		ΔE_1	ΔE_2	
Ca ²⁺	1,06	0,45	-	4,0
Mg ²⁺	0,78	261	-	3,8
K ⁺	1,33	-	-0,25	3,8
Cl ⁻	1,81	-	-0,27	4,4
Молекула воды	1,4	-	-	-

При активировании водно-дисперсных систем под влиянием внешнего магнитного поля происходит прецессия отдельных оболочек и поляризация электронных облаков в молекулах, благодаря чему последние приобретают индуцированный магнитный момент, направленный антипараллельно магнитному полю. Вследствие этого энергия водородных связей изменяется, происходит их “изгибание” и частичный разрыв, что влечет за собой изменение взаимного расположения молекул, а, следовательно, структуры воды, обуславливает наблюдаемые изменения плотности, поверхностного натяжения, вязкости и ряда других свойств воды под влиянием магнитного поля.

С увеличением напряженности внешнего магнитного поля поляризация электронных облаков усиливается, количество деформаций в водородных связях возрастает, увеличивается число молекул, удалившихся от положения равновесия (в узлах решетки) и попавших в пустоты, вследствие чего повышается плотность воды.

Естественно, под воздействием магнитного поля деформируются в первую очередь более слабые «длинные» связи.

Относительное количество прочных связей между молекулами воды при этом возрастает. Поскольку кинетическая энергия колебаний молекул воды вблизи временных положений равновесия при активации не изменяется (температура постоянная), повышение относительного количества прочных связей между молекулами обуславливает уменьшение ионного произведения воды.

Однако возникшая при воздействии магнитного поля структура воды не является стабильной, поэтому при выходе из сферы действия магнитного поля она стремится приобрести прежнее структурное состояние, характеризующееся минимумом энергии и наибольшим в данных условиях числом водородных связей между молекулами.

В дистиллированной воде все молекулы можно считать равноценными, поэтому наблюдаемые различия физических свойств до и после магнитной обработки незначительны и мало зависят от напряженности магнитного поля.

Введение в воду солей и появление среди молекул воды заряженных ионов нарушают структуру воды тем в большей степени, чем выше концентрация раствора. При этом силовые поля катионов оттягивают от кислорода ближайших молекул воды электронные пары, в результате чего вокруг катионов образуется дополнительный слой из восьми электронов, т.е. заполняются свободные энергетические уровни в катионах и последние оказываются более или менее прочно связанными с молекулами воды, непосредственно прилегающими к иону (ближняя гидратация).

Анионные связи с молекулами воды возникают вследствие оттягивания внешних электронных слоев анионов протонами воды. Под влиянием поляризации, вызываемой полем иона, нарушается структура молекул воды не только в непосредственно окружающих, но и прилегающих к гидратированному иону слоях (дальняя гидратация). Изменение структуры воды, вызываемое введением растворенных веществ (примесей), различно и зависит от характера распределения зарядов ионов (частиц), их размеров, конфигурации и других причин. Поэтому структура и свойства водно-

дисперсных систем зависят от природы дисперсной фазы, концентрации, температуры и т.д.

При наложении внешнего магнитного поля в водно-дисперсных системах происходит прецессия отдельных оболочек частиц, находящихся в воде, и поляризация электронных облаков в молекулах воды. Однако в отличие от чистой воды, где благодаря равноценности всех молекул прецессия в идентичных атомах практически одинакова, в растворах из-за различной поляризации молекул электрическими полями ионов идентичные атомы не прецессируют с одинаковой частотой. Смещение электронных оболочек в молекулах воды, составляющих окружение ионов в молекулах, различное.

Активирование водно-дисперсной системы нарушает электронную плотность ионов и молекул воды, изменяя таким образом структуру водно-дисперсных систем, энергию взаимодействия ионов с молекулами воды, являющимися непосредственным окружением ионов, ближнюю гидратацию и поляризацию молекул в прилегающих к ионам слоях (дальнюю гидратацию).

Внешнее магнитное поле особенно сильно влияет на гидратацию ионов, а последняя в значительной мере определяет состояние границ раздела фаз и структурные изменения в водно-дисперсной системе.

Воздействуя на молекулы воды, составляющие ближнее и дальнее окружение иона, ослабляя связи одних и усиливая связи других, магнитное поле вызывает асимметрию гидратных оболочек, в результате чего создаются условия для образования ионных ассоциатов - зародышей кристаллов. Перемена направлений магнитных потоков и связанное с ней изменение ионов, в свою очередь, существенно облегчают процесс образования ионных пар и более сложных агрегатов, так как при этом вероятность сближения разноименно заряженных частиц возрастает.

4.2. Влияние активированных растворов коагулянтов на технологические процессы при водоподготовке

Теоретические гипотезы, объясняющие влияние активирования растворов на протекание технологических процессов при водоподготовке, можно разделить на две группы:

- кристаллизация при магнитной водоподготовке;
- коагуляция примесей в водных системах.

Кристаллизация - образование кристаллов при переходе вещества из термодинамически менее устойчивого состояния в более устойчивое. Условием термодинамического равновесия фаз является равенство их химических потенциалов:

$$\mu_k = \mu_c, \quad (4.18)$$

где μ_k, μ_c - потенциал вещества соответственно в кристаллическом состоянии и растворе.

При $\mu_c - \mu_k > 0$ наблюдается образование и рост кристаллов, при $\mu_c - \mu_k < 0$ - декристаллизация.

Число кристаллических агрегатов, возникающих в единице объема в единицу времени, определяется уравнением

$$N \approx \frac{Zn}{\Pi_3} \sqrt{\frac{A}{\Pi K T}} \cdot l^{-\frac{A}{kT}}, \quad (4.19)$$

где z – вероятность присоединения одной частицы к зародышу кристаллических размеров в единицу времени;

n – плотность находящихся в среде атомов, слагающих кристалл;

n_3 – плотность частиц в поверхностном слое зародыша;

A – высота потенциального барьера, который надо преодолеть системе для образования жизнеспособного зародыша:

для сферического зародыша

$$A = \frac{16n}{3} \cdot \frac{\Omega^2 \gamma^2}{(\mu_c - \mu_k)^2}, \quad (4.20)$$

где Ω - удельный объем, приходящийся на одну частицу в кристалле;

γ - удельная свободная энергия поверхности раздела;

K - постоянная Больцмана;

T - абсолютная температура.

Основным условием кристаллизации является пересыщение раствора, в котором в результате фазовых превращений образуется зародыш кристаллизации.

Для осуществления спонтанной кристаллизации в пересыщенном растворе необходимо соблюдение следующих условий:

- наличие местной повышенной концентрации молекул (или ионов) вещества с малой кинетической энергией;
- наличие такого расположения молекул (или ионов), которое соответствовало бы их расположению в кристаллической решетке кристаллизующего вещества.

При выполнении указанных условий столкновения молекул (или ионов) приводят к образованию коротких цепей или плоских мономолекулярных слоев. Превышение сил взаимного притяжения вызывает образование кристаллического зародыша, являющегося элементарной частицей твердого вещества. Устойчивое состояние частицы связано с ее размерами. При размерах, больших критического затраты энергии на ее рост будут минимальными и размеры частицы будут возрастать. При размерах частицы меньше критического, более вероятно ее разрушение. Чем больше пересыщение, тем меньше работа образования критического зародыша, его размеры и тем меньше скорость кристаллизации. Скорость образования зародышей экспоненциально зависит от перенасыщения и обращается в нуль при

$$(\mu_c - \mu_k)_2 \ll \Omega^2 \gamma^3. \quad (4.21)$$

На скорость кристаллизации положительно влияют внешние воздействия, при которых микрогруппировки новой фазы получают более значительные

скорости относительно окружающей среды и ускоряют свой рост до размеров устойчивых зародышей. Образование зародыша и кристаллизация зависят также от электрического взаимодействия частиц, в результате которого работа образования зародыша может быть существенно уменьшена.

В значительной степени характер кристаллизации обусловлен магнитным полем, которое способствует образованию в пересыщенных водных растворах кристаллических микрзародышей. При воздействии магнитного поля количество зародышей значительно увеличивается, размеры их уменьшаются и сокращается время кристаллизации.

Эти изменения в значительной степени связаны с прямым воздействием магнитного поля на ионы примесей. Силы, действующие на ионы с противоположными знаками, противоположно направлены и при движении водного раствора в магнитном поле вызывают их противоположное перемещение [65].

Радиусы движения ионов вокруг силовых линий магнитного поля зависят от массы ионов и силы Лоренца. При этом радиус орбиты иона зависит от напряженности магнитного поля и скорости движения в нем водного раствора. В ряде случаев эти радиусы оказываются такими, при которых возможны флуктуации концентрации ионов. Например, при напряженности магнитного поля 80кА/м и скорости потока 1-3м/с радиусы циклотронных окружностей иона кальция и сульфат – иона соответственно равны $\approx 0,17 \approx 0,04$ мкм.

Хотя действие сил Лоренца и невелико, изменения характера движения ионов оказывается весьма существенным, а вызываемыми ими флуктуации концентрации ионов – ощутимыми.

Распределение концентрации ионов в сечении потока, направленного перпендикулярно к магнитным силовым линиям, можно описать уравнением

$$c = \frac{\eta \sigma B_0}{ak} \bar{V} \frac{H_a C_h H_a \frac{Z}{a} - S_h H_a}{H_a C_h H_a - S_h H_a}, \quad (4.22)$$

где C – концентрация ионов;

η – вязкость раствора;

σ – электрическая проводимость раствора;

B_0 – индукция магнитного поля;

K – постоянная величина;

\bar{V} – средняя скорость движения раствора;

C_h – изменение концентрации ионов по высоте потока.

H_a – число Гартмана.

$$H_a = \left(\frac{\sigma}{\eta} \right)^{\frac{1}{2}} B_0 a, \quad (4.23)$$

где Z – координата в направлении поля;

a – полуширина потока.

Наиболее высока концентрация ассоциаций ионов в краевых зонах магнитного поля. Причиной этого является сильная неоднородность магнитного поля в краевых зонах, которая способствует образованию волн и перемещению ионов в направлении их распространения. Кроме того, в краевых зонах возникают колебания электрического поля, приводящие к дополнительным флуктуациям концентрации ионов.

Магнитное поле, способствуя, в частности, преодолению активационного барьера, облегчает образование гексааквакомплексов кальция $[Ca(OH_2O)_6]^{2+}$ и больших метастабильных комплексов:



Стабилизация структур воды гексааквакомплексом кальция под действием магнитного поля приводит к образованию в воде дополнительных центров кристаллизации. Хотя гексааквакомплексы и нестабильны, время их существования достаточно велико. Изменение степени упорядоченности структуры воды, обусловленное действием магнитного поля, приводит к уменьшению дальней гидратации ионов, что оказывает положительное влияние на процессы адсорбции, коагуляции и т.д.

Кристаллизация может происходить значительно быстрее если в растворе существует твердая поверхность. Этот факт обусловлен тем, что энергия, необходимая для роста кристалла, значительно меньше энергии, затрачиваемой на образование зародыша в растворе. Поверхностью кристаллизации может служить не только кристалл данного вещества, но и любой изоморфный ему, если его поверхность способна адсорбировать молекулы (или ионы), находящиеся в растворе. Вначале образуется адсорбционный слой, который постепенно уплотняется и в дальнейшем превращается в слой кристаллического вещества.

В качестве кристаллических затравок в воде при обработке магнитным полем выступают частицы кремнезема (для легкорастворимых солей) и железистые соединения, находящиеся в воде в коллоидном состоянии [63]. Коллоидные частицы ферромагнитных оксидов железа, например магнетита, в магнитном поле могут коагулировать как под действием сил магнитного притяжения, так и под влиянием пондемоторных сил, увеличивающих скорость взаимного притяжения частиц. Образовавшиеся частицы, размеры которых больше кристаллических, адсорбируют из раствора молекулы (или ионы), обуславливая процессы кристаллизации.

Коллоидные центры кристаллизации могут быть активированы магнитным полем, что оказывает влияние на кинетику роста кристаллов солей жесткости [105, 106]. Установлены полиэкстремальная зависимость эффекта от напряженности магнитного поля и экстремальная зависимость от скорости потока воды. После магнитной обработки раствора бикарбоната кальция образование центров кристаллизации протекает более интенсивно, чем в обычных условиях кристаллизации.

Коагуляция может протекать в форме слияния частиц в агрегаты и седиментации агрегатов с образованием осадка в виде хлопьев или с образованием сплошной коагуляционной структуры геля. Скорость коагуляции определяется уравнением

$$\frac{dn}{dt} = kn^2, \quad (4.25)$$

где n - число частиц в единице объема;

K - константа коагуляции сферических частиц различных размеров выражается формулой

$$K = \frac{RT}{3r_1} (r_1 + r_2) \left(\frac{1 + \frac{Al}{r_1}}{r_1} + \frac{1 + \frac{Al}{r_2}}{r_2} \right), \quad (4.26)$$

где R - постоянная Больцмана;

T — абсолютная температура;

r_1 и r_2 — радиусы коагулирующих частиц;

A - числовой коэффициент, зависящий от свойств поверхности частиц;

l - длина свободного пробега частицы.

Процесс слипания взвешенных в воде частиц зависит от степени гидратации и электрокинетического потенциала на поверхности.

На коагуляцию частиц существенно влияет изменение смачиваемости твердых поверхностей частиц, обусловленное действием магнитного поля.

Влияние магнитной обработки воды на степень смачивания твердых поверхностей обусловлено изменением характера взаимодействия молекул воды друг с другом, приводящим к “оттягиванию” молекул от поверхности, а также изменением адсорбция на ней отдельных ионов, влекущим за собой изменение заряда поверхности. Изменение смачиваемости твердых поверхностей после магнитной обработки воды приводит к усилению коагуляции взвешенных частиц и возрастанию связанной с ней агрегативной неустойчивости суспензии.

Данные об увеличении неустойчивости суспензий в результате магнитной обработки согласуются с данными о возрастании сил сцепления твердых частиц в конденсированных системах (осадках).

На процессы кристаллизации и коагуляции при магнитной водоподготовке определенное влияние оказывают ферромагнитные частицы

(ионы железа), которые в тех или иных количествах практически всегда присутствуют в обрабатываемой воде. Ферромагнитные примеси находятся в воде в различных формах: в виде ионов, коллоидов грубодисперсных частиц; это приводит к тому, что примеси железа выступают в роли как ферро-, так и парамагнетика. Для оценки влияния ионов железа на свойства раствора, подвергаемого магнитной обработке, В.Е. Терновцев [131] использовал критерий K_n , так как наличие примесей железа увеличивает внутреннее насыщение раствора. Присутствие в растворе примесей железа в коллоидной и грубодисперсной формах также повышает интенсивность магнитного насыщения раствора, что приводит к ускорению эффекта кристаллообразования.

На основании выполненных исследований механизм влияния активирования водно-дисперсных растворов на состояние водных систем можно объяснить следующими факторами:

- наложение на водные растворы внешнего магнитного поля изменяет их структуры, степень гидратации ионов, траектории движения гидратированных ионов, асимметрию гидратных оболочек ионов, т.е. создает условия для образования ионных ассоциатов, количество которых зависит от напряженности магнитного поля, диамагнитной восприимчивости ионов и других факторов.
- возникшие под влиянием магнитного поля ионные ассоциаты являются зародышами новой фазы -субмикроскопической и коллоидной степени дисперсности, и впоследствии могут выполнять роль дополнительных центров кристаллизации и коагуляции.

4.3. Технологические карты ресурсосберегающих технологий

при обработке воды активированным раствором коагулянта

На основании оптимальных режимов (табл. 4.3) активации раствора сульфата алюминия нами разработаны технологические карты процессов обработки воды.

Таблица 4.3 - Оптимальные режимы активации раствора сульфата алюминия

Содержание взвешенных веществ, мг/дм³	Температура воды, °С	Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание в растворе анодно-растворенного железа, мг/дм³
10	3	80	1000
	12	70	900
	25	70	900
25	3	95	1200
	12	90	1050
	25	85	1000
50	3	100	1350
	12	95	1200
	25	95	1100
100	3	120	1500
	12	105	1350
	25	95	1200
250	3	135	3750
	12	120	3250
	25	115	2500
300	3	150	4500
	12	135	3750
	25	130	3500

При этом установлено, что оптимальные режимы зависят как от качественных показателей воды, так и от параметров активации. Данные, приведенные в технологической карте и оптимальных режимах, показывают сложность наблюдаемых явлений при применении активированного раствора коагулянта в технологических схемах очистки воды, которые приведены ниже.

Технологическая карта ресурсосберегающих технологий при обработке воды рр. Днепр и Северский Донец приведены в табл. 4.4.

Таблица 4.4 - Технологическая карта магнитно-электрической активации раствора сульфата алюминия при очистке воды рр. Днепр и Северский Донец

Источник водоснабжения	Период времени года	Содержание взвешенных веществ, мг/дм³	Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание в растворе анодно-растворенного железа, мг/дм³
р. Днепр	зимний	до 10	70-85	1050-1250
	весеннего паводка	15-25	95-100	900-1100
	летний	20-50	100-110	900-1200
р. Сев. Донец	зимний	до 10	85-90	950-1050
	весеннего паводка	20-45	95-105	100-1150
	летний	25-30	110-120	1050-1200

4.4. Технологические схемы подключения активатора реагентов на очистных сооружениях водопровода

Анализ проектных и эксплуатационных материалов очистных сооружений водопровода позволил установить, что наибольшее распространение получили следующие технологические схемы осветления и обесцвечивания воды [8, 17]:

- схема, предусматривающая двухступенчатую обработку воды с коагуляцией примесей в свободном объеме воды (камеры реакции, отстойники, фильтры);
- схема, предусматривающая двухступенчатую обработку воды с коагуляцией примесей в стесненном объеме взвешенного осадка (осветлители с взвешенным осадком, фильтры);
- схема с одноступенчатой обработкой воды и использованием контактной коагуляции.

Технологические схемы подключения активатора реагентов в комплексе очистных сооружений водопровода в зависимости от типа используемых сооружений приведены на рис. 4.1 - камеры реакции, отстойники, фильтры, рис. 4.2. - осветлители со взвешенным осадком, фильтры, рис. 4.3 - контактный осветлитель. Выбор той или иной схемы подключения активаторов реагентов обосновывается технологическим моделированием с учетом конкретных условий очистки воды и применением реагентов на очистных сооружениях [29, 53, 67, 69, 70, 73, 84, 86].

Выводы

1. Изменение физико-химических показателей при активировании водно-дисперсных систем свидетельствует о влиянии магнитного поля на структуру воды и водных растворов. При активировании наблюдается снижение гидратации ионов и других примесей, что приводит к улучшению ее технологических свойств: повышается растворимость, изменяется кинетика кристаллизации, возрастает скорость коагуляции.

2. В настоящее время существует несколько гипотез, которые в той или иной степени позволяют объяснить наблюдаемые структурные изменения при активировании водно-дисперсных систем:

- ионные гипотезы - основная роль отводится ионам, находящимся в воде;
- коллоидные гипотезы - в основе лежит действие магнитных полей на коллоидные частицы, обладающие довольно большой магнитной восприимчивостью (пара- или ферромагнитные);
- водяные гипотезы - обосновывают действие магнитных полей собственно на воду.

3. При активировании водно-дисперсных систем под влиянием внешнего магнитного поля происходит прецессия отдельных оболочек и поляризация электронных облаков, что влечет за собой изменение взаимного расположения молекул, а, следовательно, структуры воды, обуславливает наблюдаемые

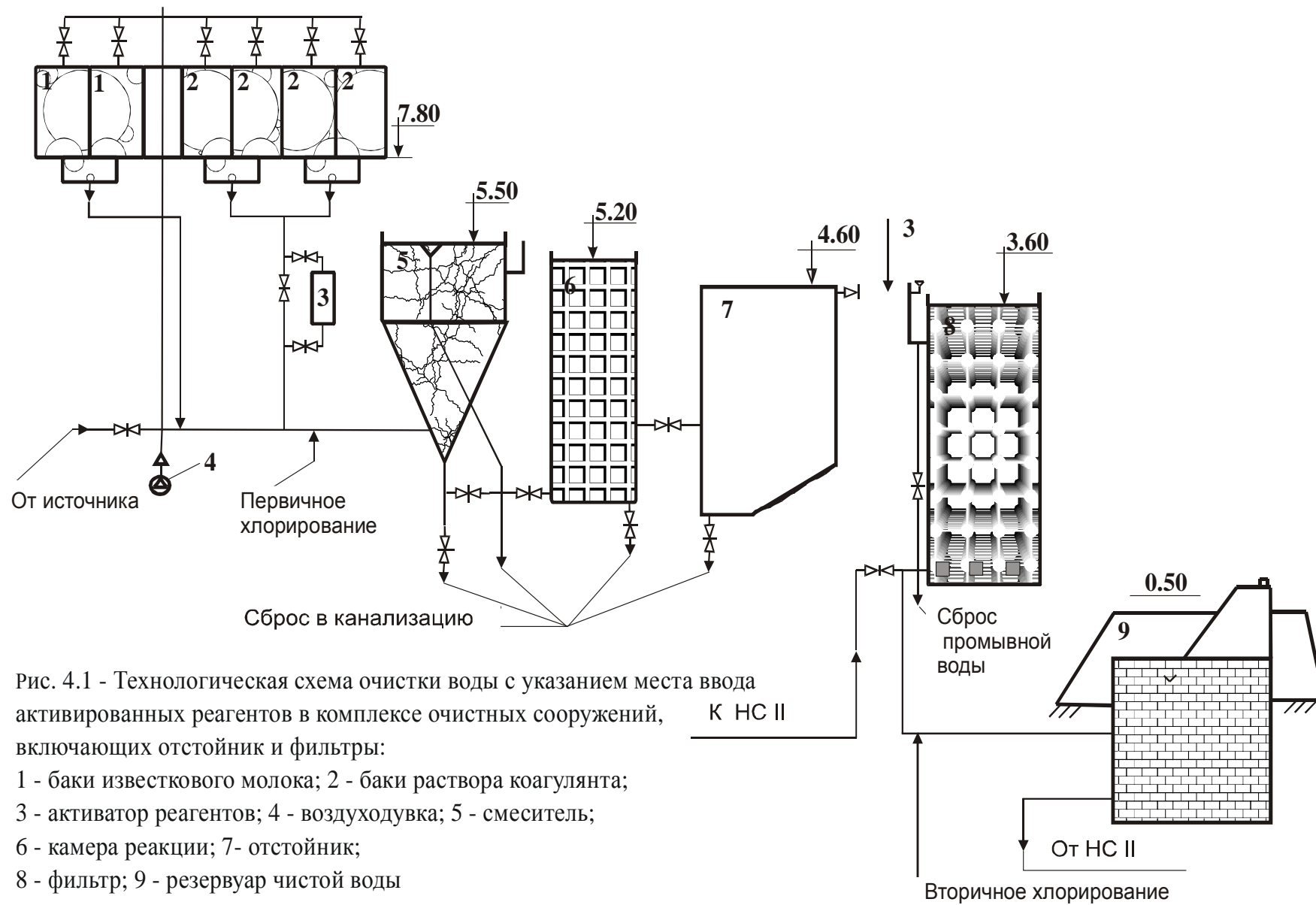


Рис. 4.1 - Технологическая схема очистки воды с указанием места ввода активированных реагентов в комплексе очистных сооружений, включающих отстойник и фильтры:

- 1 - баки известкового молока; 2 - баки раствора коагулянта;
- 3 - активатор реагентов; 4 - воздуходувка; 5 - смеситель;
- 6 - камера реакции; 7- отстойник;
- 8 - фильтр; 9 - резервуар чистой воды

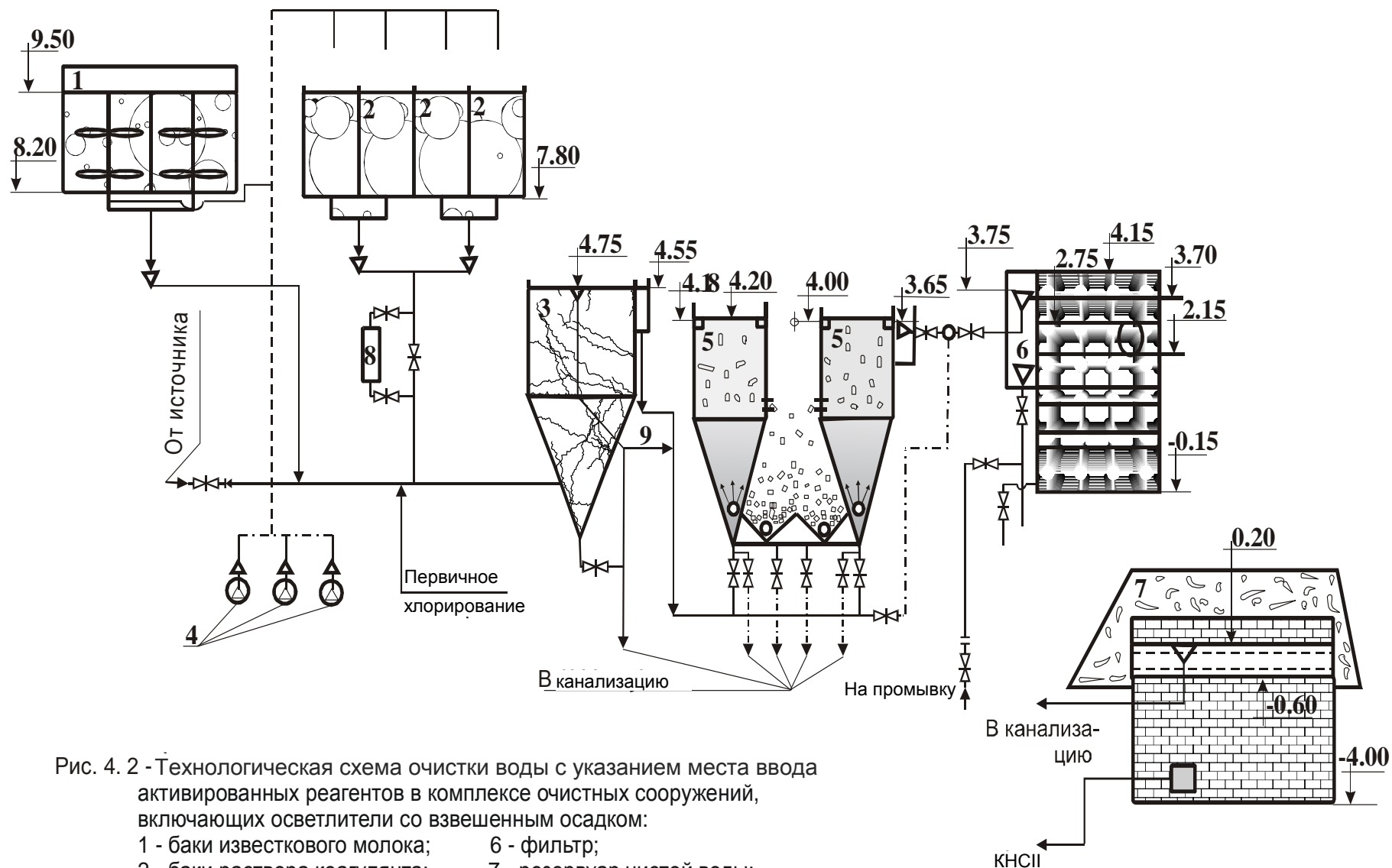


Рис. 4. 2 - Технологическая схема очистки воды с указанием места ввода активированных реагентов в комплексе очистных сооружений, включающих осветлители со взвешенным осадком:

- | | |
|-------------------------------|--|
| 1 - баки известкового молока; | 6 - фильтр; |
| 2 - баки раствора коагулянта; | 7 - резервуар чистой воды; |
| 3 - смесители; | 8 - активатор реагентов; |
| 4 - воздуходувка; | 9 - ввод активированного раствора флокулянта |
| 5 - осветлители; | |

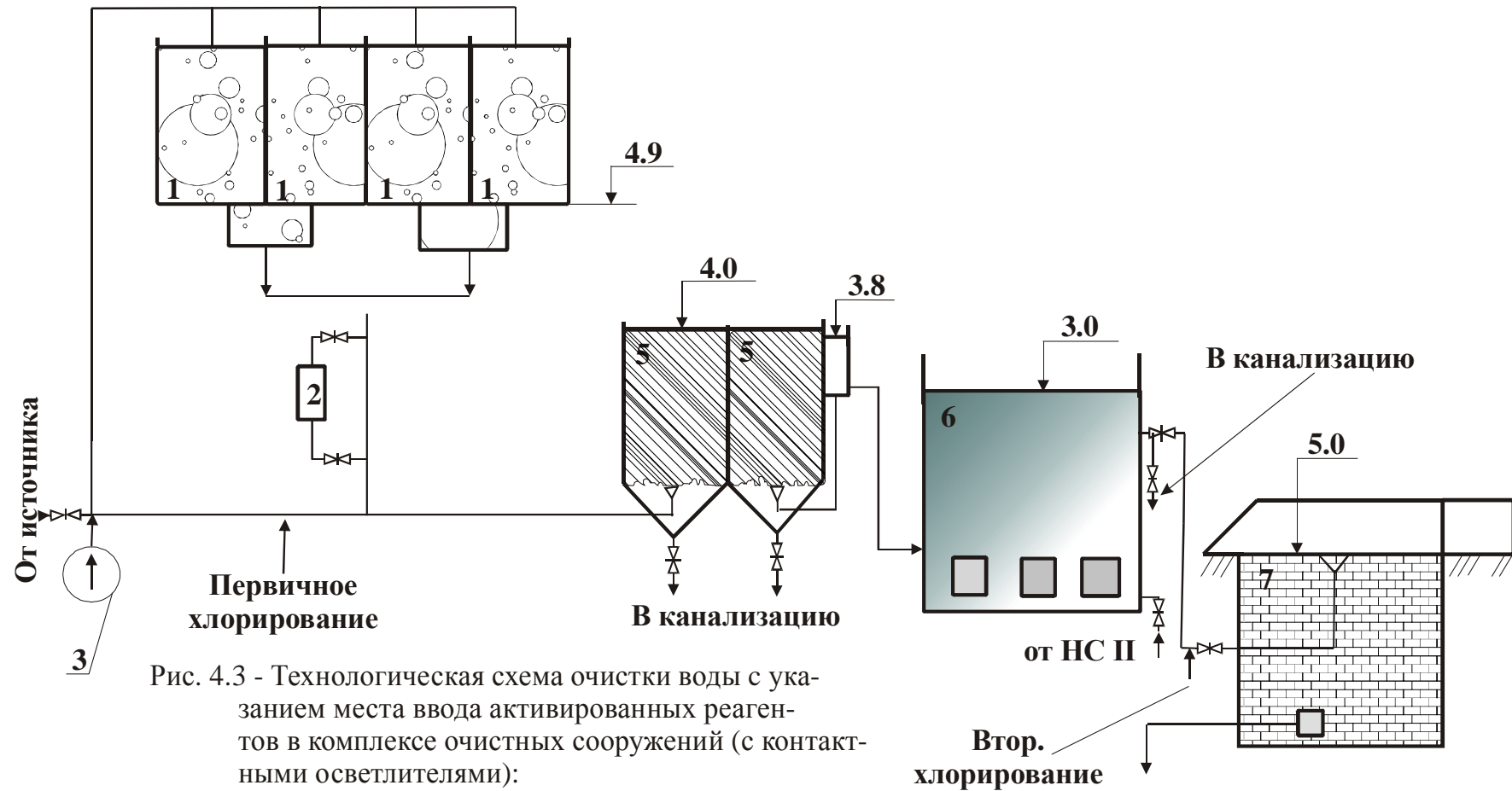


Рис. 4.3 - Технологическая схема очистки воды с указанием места ввода активированных реагентов в комплексе очистных сооружений (с контактными осветлителями):

- 1- баки раствора коагулянта
- 2- активатор реагентов
- 3- воздуходувка
- 4- входная камера
- 5- дырчатый смеситель
- 6 - фильтр
- 7- РЧВ

изменения плотности, поверхностного натяжения, вязкости и ряда других свойств воды.

4. Активирование водно-дисперсных систем нарушает электронную плотность ионов и молекул воды, изменяя таким образом структуру водно-дисперсных систем, энергию взаимодействия ионов с молекулами воды, являющимися непосредственным окружением ионов, ближнюю гидратацию и поляризацию молекул в прилегающих к ионам слоях (дальнюю гидратацию).

5. Теоретические гипотезы, объясняющие влияние активирования растворов на протекание технологических процессов при водоподготовке можно разделить на две группы:

- кристаллизация при магнитной водоподготовке;
- коагуляция примесей в водных системах.

6. Стабилизация клатратных структур воды гексааквакомплексом кальция под действием магнитного поля приводит к образованию в воде дополнительных центров кристаллизации, хотя гексааквакомплексы и нестабильны, время их существования достаточно велико. Изменение степени упорядоченности структуры воды, обусловленное действием магнитного поля, приводит к уменьшению дальней гидратации ионов, что оказывает положительное влияние на процессы адсорбции, коагуляции и т.д.

7. На основании выполненных исследований механизм влияния активирования растворов на состояние водных систем можно объяснить следующими факторами:

- наложение на водные растворы внешнего магнитного поля изменяет их структуры, степень гидратации ионов, траектории движения гидратированных ионов, асимметрию гидратных оболочек ионов, т.е. создает условия для образования ионных ассоциатов, количество которых зависит от напряженности магнитного поля, диамагнитной восприимчивости ионов и других факторов.
- возникшие под влиянием магнитного поля ионные ассоциаты являются зародышами новой фазы -субмикроскопической и

коллоидной степени дисперсности, и впоследствии могут выполнять роль дополнительных центров кристаллизации и коагуляции.

8. Определены оптимальные режимы активированного раствора коагулянта сульфата алюминия, разработаны технологические карты ресурсосберегающих технологий при очистке воды, которые могут быть использованы для обоснования технологических схем подачи подачи активированного раствора коагулянта на очистные сооружения водопровода.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В последнее десятилетие обострилась проблема обеспечения населения Украины экологически чистой питьевой водой. Последнее обусловлено в основном уменьшением запасов воды и ухудшением качества природных вод.

Исследование теоретических и экспериментальных закономерностей в процессах доочистки природных вод показывает, что одним из главных факторов ухудшающих экологические и санитарно-технические показатели питьевой воды является образование канцерогенных примесей, содержание которых в питьевой воде может быть уменьшено путем использования активированных растворов реагентов.

При обработке воды активированным раствором коагулянта наблюдается снижение агрегативной устойчивости коллоидных примесей и повышение адсорбционной емкости гидроксида алюминия, использование его при очистке воды, что обуславливает более интенсивное образование зародышей дополнительных центров коагуляции. Это подтверждено экспериментальными данными, полученных ЯМР-методом.

Разработанная математическая модель прогнозирования качества очистки воды позволяет выполнить оценку экологической безопасности как отдельных элементов, так и всей системы водоснабжения в целом.

Технологические карты ресурсосберегающих технологий позволяют обосновать схемы подключения активатора реагентов на очистных сооружениях водопровода, что, в свою очередь, уменьшает риск и повышает безопасность системы подготовки экологически чистой питьевой воды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. А.с. 1362710 СССР, МКИ СО2 F 3/32. Устройство для биологической очистки водотоков и/или водоемов/ А.П. Гусак, Ф.В. Стольберг, В.Н. Затыльников и др. – Оpubл. В Б.И. 1987, №48.
2. А.с. №1257900А В 01 D35/02. Устройство для очистки воды, проходящей по трубопроводу. / Л.П. Герасимович. – № 3827297/23-26. Заявл. 20.12.84. Оpubл. 07.11.85. Бюл. №11. – С. 1-3.
3. Baker K.H., Hegarty J.P., Redmond B. et al. Effect of Oxidizing Disinfectants (Chlorine, Monochloramine and Ozone) on *Helicobacter pylori* // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2002. – V.68, N2. – P.981-984.
4. Chatter F.M. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. – *Water Res.* – 1972. – 6, N1. – P. 19-30.
5. Dushkin S.S. Application of Activated Reagent Solution in Water Treatment. *Vadni hospodarstvi, Crechoslovakia, Series B*, 38, 6, 1989. – 3 p.
6. Hubachcova J., Zacek I., Sladeckova A. Drinking water quality changes during the transport in distribution systems // *Water supply and water quality*. – IY Int. Conf. – Kharkov, 2000. – P.1149-1152.
7. Hunt S.M., Werner E.M., Huang B. et al. Hypothesis for the Role of Nutrient Starvation in Biofilm Detachment // *Applied and environmental microbiology*. 2004. – V.70, N 12. – P. 7418-7425.
8. Lida Y., Teranishy A. Nitrogen removal from municipal westewarte by single submerged filter // *Water Pollution Control Federetion*. – 1984. – v. 56, N 3. – P. 251-258.
9. Okura T., Goto K., Murai M Mem. Fac. Engng. - Hokkaido Univ., 1960, 11, №1, p. 25-39.
10. Perry M., Kedem O. La purification de l'eau par electrodialyse du nitrate // *L'Eau et L'Industrie*. – 1981. – N 55. – P. 47-52.
11. Randtke S.J., Jespen C.P. Chemical Pretreatment for Activated Report. // *J.AWWA/* - 1981. - №73(8). – P.411.
12. Riley G.A. Particulate and organic matter in sea water / *Adv. Mar. Biol.* – 1970. №1. – P.8.
13. *The Water Environment. Algal Toxins and Healt.* – New York; London: Plenum Press, 1992. – 491p/
14. Walker G.S., Lee T., Aieta E.M. Chlorine Dioxide for Taste and Odor Control // *J. AWWA*. – 1986. – V. 78, N 3. P. 84-93.
15. Wang Boazhem, Fian Jinzhi, Yin Jun, Shi Guangmei Ammonia, nitrite and nitrate nitrogen removal from polluted source water with ozonation and BAC process // *Ozone: Sci. and Eng.* – 1989. – 11, N 2. – P. 227-244.
16. *Waterborne pathogens. Manual of water supply practices* – M48, 1-st edition. Denwer: AWWA. – 1999. – 286 p.
17. А.С. 1649051 А 1 SU, Е 03 В 11/16. Способ управления работой системы водоснабжения / В.Н. Коваленко, В.П. Чупис, А.Н. Малишевский, В.А. Петросов. – Оpubл. 15.05.91, Бюл. №18.

18. А.С. 1675507 А 1 SU, Е 03 В 11/16. Способ управления процессом работы системы водоснабжения / В.Н. Коваленко, А.Н. Малишевский, В.А. Петросов. – Опубл. 07.09.91, Бюл. №33.
19. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами. - М.: Наука, 1977. - 365 с.
20. Бабич М. Розвиток системи інтегрованого управління водними ресурсами України // Вода і водоочисні технології. – 2004. -№2. – С. 5-9.
21. Баштан С.Ю., В.В. Гончарук, Р.Д. Чеботарева. Химическая стойкость и электропроводность керамических мембран в водных растворах. // Химия и технология воды. – 2001. – С. 54-63.
22. Белова Л.А. Исследование влияния водоподготовки на структуру и свойства тяжелых бетонов. Автореф. дис. канд.техн. наук.- Х.: ХАДИ, 1979.-28 с.
23. Бензарь В.К. Техника СВЧ – влагометрии. Минск: Высшая школа, 1974. - 253 с.
24. Бертокс П., Радд Д. Стратегия защиты окружающей среды от загрязнений. – М.: Мир, 1980. – 606с.
25. Благодарная Г.И. Анализ факторов, влияющих на образование тригалогенметанов при хлорировании питьевой воды // Науковий журнал Вісник Сумського національного аграрного університету Серія Будівництво, Вип. 12 (12), 2007. – С. 124-128.
26. Благодарная Г.И. Влияние активированного раствора полиакриламида на прочность гелей гидроксида алюминия // Вестник Харьковского государственного политехнического университета. Вып. 77. – Х.: ХГПУ, 2000. – С. 2-3.
27. Благодарная Г.И. Влияние активированных растворов флокулянтов на изменение структурно-механической гидратации коагулированных примесей // Науковий вісник будівництва. Вип. 19. – Х.: ХДТУБА, 2002. – С. 99-103.
28. Благодарная Г.И. Влияние показателей качества осветляемой воды на ее канцерогенность // Коммунальное хозяйство городов: Науч. – тех. сб. Вып. 74. – К.: Техніка, 2007. – С. 154-158.
29. Благодарная Г.И. Влияние хлорирования на качество питьевой воды // Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції "Проблеми та перспективи енерго-, ресурсозбереження житлово-комунального господарства". - Алушта, АР Крим, 2005. – С. 96-98.
30. Благодарная Г.И. Интенсификация работы скорых фильтров очистных сооружений водопровода г. Краматорска // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 29. - К.: Техніка, 2001. – С. 3-5.
31. Благодарная Г.И. Исследование методом ямр-релаксации влияния активированного раствора флокулянта на процессы очистки воды // Коммунальное хозяйство городов: Науч.-техн. сб. Вып.45. – К.: Техніка, 2002. - С. 117-121.
32. Благодарная Г.И. Канцерогенность питьевой воды // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. Вип. №19, Одеса: ОДАБА, 2005. – С. 41-46.

- 33.Благодарная Г.И. Обеззараживание воды диоксидом хлора // XXXIII научно-техническая конференция преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ. – 2006. – С. 137-139.
- 34.Благодарная Г.И. Пути снижения канцерогенных примесей // Материалы научно-технического семинара "Проблемы внедрения ДержСанПН" "Вода питна" в практику. Качество, технология и контроль питьевой воды. – Х.: КП "ПТП "Вода", 2005. – С. 8-11.
- 35.Благодарная Г.И. Разработка и обоснование технологии снижения канцерогенных примесей в питьевой воде // Серия: Технічні науки, зб. наук. праць Луганського національного аграрного університету №72(95). – Луганськ: ЛНАУ, 2007. – С. 182-185.
- 36.Благодарная Г.И. Снижение содержания канцерогенных примесей в питьевой воде // Вісник Рівненського національного університету водного господарства та природокористування, Зб. наук. праць, Вип. 4 (40), частина 2 – Рівне: НУВГП, 2007. – С. 357-364.
- 37.Благодарная Г.И. Улучшение работы фильтров очистных сооружений городского водопровода // Экология Донбасса. Водные ресурсы: Сб. науч. тр. / НАН Украины. – Донецк, 2003. – С. 119-125.
- 38.Бояринов А.И. Кафаров В.Б. Методы оптимизации в химической технологии. - М.: Химия, 1975. -576с.
- 39.Бювети Києва: Якість артезіанської води / За ред. Гончарука В.В – Геопринт, 2003. – 110 с.
40. Васюков А.Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов // Химия и технология воды. – 2005. – т.27, №3. – С. 1012-308.
- 41.Вашман Н.А., Пронин И.С. Ядерная магнитная релаксация и ее применение в химической физике. – М.: Наука, 1979.-274 с.
42. Вождаева М.Ю., Сафарова В.И., Кантор Л.И., Парамонов Е.А., Теплова Г.И. и др. Основные классы органических соединений техногенного происхождения в водоисточниках г. Уфы // Химия и технология воды. – 2004. – т.26. – №1. – С. 78-88.
43. Вознесенский В.А. Статические методы планирования эксперимента в технико-экономических исследованиях. – М.: Финансы и статистика, 1981. – 263с.
44. Глоба Л.И., Гвоздяк П.И., Подорван Н.И., Костюк В.А. Качество воды р. Днепр и ее предварительная биологическая очистка // Химия и технология воды. – 2004. – т.26, №1. – С. 95-104.
- 45.Гончарук В.В. Вода: Проблемы устойчивого развития цивилизации в XXI веке. – К.: НКХВ НАН Украины, 2003. – 47 с.
46. Гончарук В.В., Гордиенко А.С., Глоба Л.И. и др. Биотехнология в подготовке питьевой воды // Химия и технология воды. – 2002. – т. 25, №4. – С.363- 374.
47. Гордин И. В. Технологические системы водообработки: Динамическая оптимизация. – Л.: Химия, 1987. – 264с.

48. ГОСТ 2764-84. Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора. – М.: Гостстандарт СССР, 1984. – 17 с.
49. ГОСТ 2874-82 Вода питьевая – М.: Государственный комитет СССР по стандартам, 1984. – 239 с.
50. Грабовский П.А., Карпов И.П., Ларкина Г.М., Прогульный В.И., Триль А.А. Технологии доочистки воды в системах питьевого водоснабжения // ЭТЭВК: Сб. докл. Межд. Конгресса. – Х.: «Изд. Проспект». – 1999. – С. 324.
51. Денисова А.И., Нихшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. – К.: Наук. думка, 1987. – 164 с.
52. Державні санітарні правила і норми "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання". – К., 1996. – 26 с.
53. Душкин С.С., Беличенко Ю.П. Интенсификация процессов очистки сточных вод металлургических предприятий. - М.: Металлургия, 1998. - 112 с.
54. Душкин С.С., Благодарная Г.И. О «магнитной памяти» воды, подвергнутой воздействию внешнего магнитного поля // XXXIV научно-техническая конференция преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ, 2008. - С. 165-166.
55. Душкин С.С. Интенсификация реагентных методов очистки воды. Уч. пособие. - К.: Вища школа, 1990. – 168 с.
56. Душкин С.С. Исследования канцерогенности питьевой воды. Тез. докл. XXVI научно-технич. конференции ХИИГХ. - Х., 1992. – 1 с.
57. Душкин С.С. Разработка и обоснование конструкционного модуля аппаратов для магнитной обработки воды. Тез. докл. XXIX научно-технич. конференции ХГАГХ, Харьков, 1998. – 1 с.
58. Душкин С.С. Ресурсосберегающие технологии в процессах водоподготовки // Вісник Рівненського національного університету водного господарства та природокористування, Зб. наук. праць, Вип. 4 (40), частина 2. – Рівне: НУВГП, 2007. – С. 435-440.
59. Душкин С.С. Ресурсосберегающие технологии очистки природных и сточных вод // Сб. Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 51. - К.: Техника, 2003. – 6 с.
60. Душкин С.С. Улучшение технологии очистки природных и сточных вод. – К.: Вища школа, 1988. – 148 с.
61. Душкин С.С. Устройство для обеззараживания воды. А. с. №1776639. - Откр., изобр., пром. образцы, товарн. знаки, №43, 1992. – 2 с.
62. Душкин С.С. Физические методы водоподготовки: Уч. пособие. – К.: Вища школа, 1989. – 151 с.
63. Душкин С.С., Баркалова И.И. Состояние и проблемы экологической безопасности Украины // Тез. докл. XXXIII научно-технической

- конференции преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ. – Х.: 2006. – С. 76-77.
64. Душкин С.С., Беличенко Ю.П. Интенсификация процессов обработки магнитным полем природных и сточных вод. - М.: ВНИИИС, 1987. – 76 с.
65. Душкин С.С., Беляев В.И. Способ очистки природных и сточных вод. А. с. №1707917. - Откр., изобр., пром. образцы, товарн. знаки, №3, 1992. – 4 с.
66. Душкин С.С., Беляев В.И., Лысункина В.Н. Способ фильтрации в процессе очистки природных и сточных вод. А. с. №1031049. – 4 с.
67. Душкин С.С., Беляев В.И., Яровинская А.Л. Способы снижения канцерогенных примесей. Патент РФ №2047570, г. Москва, 1995. – 4 с.
68. Душкин С.С., Благодарная Г.И. Интенсификация процесса фильтрования воды путем добавки активированного раствора полиакриламида перед фильтрами // Тезисы докладов XXX научн.-техн. конф. преподавателей, аспирантов и сотрудников ХГАГХ "Строительство, архитектура и экология". – Х.: ХГАГХ, 2000. – С. 51-52.
69. Душкин С.С., Благодарная Г.И. Опытнo-промышленные испытания активированных растворов флокулянтов. Сб. докладов Международного конгресса ЭТЭВК-2003, Ялта, 2003. – С. 84-88.
70. Душкин С.С., Благодарная Г.И. Основные направления подготовки экологически чистой питьевой воды // Науковий вісник будівництва. Вип. 49. – Харків: ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2008. – С. 65-68.
71. Душкин С.С., Благодарная Г.И. Ресурсосберегающая технология очистки природных вод // Материалы 3-х академических чтений, проведенных в ПГУПСе 11 и 12 апреля 2006 г. – СПб.: ООО "Изд-ство "ОМ-Пресс", 2006. – С. 7-8.
72. Душкин С.С., Благодарная Г.И. Снижение канцерогенности питьевой воды при ее обработке активированным раствором коагулянта // XXXIII научно-техническая конференция преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ. – Х., 2006. – С. 125-128.
73. Душкин С.С., Благодарная Г.И., Аль Аззам Мухоммед. Теоретические предпосылки магнитно-электрической активации коагулянта сульфата алюминия // Коммунальное хозяйство городов: Науч.-техн. сб. Вып. 20. – К.: Техніка, 1999. – С. 104 -105.
74. Душкин С.С., Благодарная Г.И., Володченко О.В. Теория активирования растворов реагентов, используемых в процессах очистки воды // Науковий вісник будівництва. Вип. 30., Т. №2 – Х.: ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2005. – С. II-47 – II-53.
75. Душкин С.С., Благодарная Г.И., Тихонюк В.О., Володченко О.В. Теоретические основы активирования растворов реагентов.// Тезисы докладов XXXI научно-технической конференции преподавателей, аспирантов и сотрудников ХГАГХ, посвященной 80-летию. – Х.: 2002. – С. 57-59.
76. Душкин С.С., Булгакова О.В. Повышение эффективности очистки воды для питьевого водоснабжения // Матеріали Всеукраїнської науково-

- практичної конференції. - Алушта: ХО НТТ КГ та ПО, ХНАМГ, 2005. – 4 с.
77. Душкин С.С., Внукова Н.В., Гусь И.Н., Сорокина Е.Б. Очистка водопроводной воды от хлорорганических соединений // Тез. докладов XXXII научно-технической конференции преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ. – Х.: 2004. – С. 32-34.
78. Душкин С.С., Володченко Л.В. Доочистка хозяйственно-питьевой воды // Сб. Коммунальное хозяйство городов, вып. 33. - К.: Техніка, 2001.
79. Душкин С.С., Володченко О.В. Математическая модель процесса накопления осадка в отстойниках // Тезисы докладов XXXII научно-технической конференции преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ. – Х.: 2004. – 2 с.
80. Душкин С.С., Дегтерёва Л.И., Яровинская А.Л. Водоподготовка и процессы микробиологии. Уч. пособие. - К.: Вища школа, 1996. –
81. Душкин С.С., Крамаренко Л.В. Снижение канцерогенности питьевой воды. Сб. докл. Международного симпозиума *Ausgewahlte Beitrage zum Internationalen Work shop*. – 2 с.
82. Душкин С.С., Крамаренко Л.В., Зельдес-Яровинская А.Л. Активирование растворов реагентов в процессах очистки воды // Коммунальное хозяйство городов. Респ. науч.-техн.сб. – К.: Техніка, 1994. Вып. 3.-С. 3-6.
83. Душкин С.С., Кульский Л.А. Магнитное поле и процессы водообработки. – К.: Наукова думка, 1987. – 112 с.
84. Душкин С.С., Сорокина Е.Б., Благодарная Г.И. Повышение эффективности работы фильтров очистных сооружений водопровода // Вестник Харьк. гос. политехн. ун-та. Вып. 65. – Х.: ХГПУ, 1999. – С. 30-34.
85. Душкин С.С., Сорокина Е.Б., Благодарная Г.И. Повышение эффективности очистки воды на станциях водоподготовки // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 22. - К.: Техніка, 2000. – С. 117-120.
86. Душкин С.С., Сорокина Е.Б., Благодарная Г.И. Ресурсосберегающая технология подготовки активированных растворов реагентов для интенсификации процессов очистки воды // Вестник Харьковского государственного политехнического университета. Вып. 79. – Х.: ХГПУ, 2000. – С. 5-6.
87. Душкин С.С., Тихонюк-Сидорчук В.О., Булгакова О.В. Ресурсосберегающие технологии в процессах водоподготовки // Зб. наук. праць: Науковий Вісник будівництва. Вип. 33. – Х.: ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2005. – 5 с.
88. Душкин С.С., Шахов А.И. Бактерицидное действие внешнего магнитного поля // Гигиена и санитария, 1965, №9.
89. Душкин С.С., Шахов А.И. Применение магнитной обработки для снижения бактериальных загрязнений // Городское хозяйство Москвы, 1965, №10.
90. Душкін С.С., Сорокіна Є.Б., Благодарна Г.І., Аль Аззам Мухоммед.

- Спосіб підготовки розчину алюмовмісного коагулянту для освітлення природних і стічних вод. Патент України №33841 А, м. Київ, 2001. – 6 с.
91. Душкін С.С., Сорокіна К.Б., Благодарна Г.І. Спосіб приготування розчину поліакриламідного флокулянту для очищення природних і стічних вод. Патент України №38471 А, м. Київ, 2001. – С. 1-6.
92. Економіка і екологія водних ресурсів Дніпра / За ред. В.Я. Шевчука. – К.: Вища школа, 1996. – 207 с.
93. Елисаева И.И., Юзбашев М.М. Общая теория статистики. – М.: Финансы и статистика, 1995. – 406 с.
94. Ермаков С.М., Жиглявский А.А. Математическая теория оптимального эксперимента. – М.: Наука, 1987. – 320 с.
95. Запольский А.К., Баран А.А. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды. Свойства. Получение. Применение. – Л.: Химия, 1987. – 265 с.
96. Зорина Е.И. Активированные угли для водоподготовки // Водоснабжение и сан. техника. – 2001. - №5. – 124с.
97. Иванов В.Г., Марченко Ю.Г., Волик Ю.И. и др. Сезонные изменения концентрации летучих хлорорганических соединений на одной из водопроводных станций /Сб. докл. Всесоюзной научно-технической Конференции «Основные направления развития водоснабжения, водоотведения, очистки природных и сточных вод и обработки осадков». – Харьков, 1986. – с. 63-64.
98. Информационный бюллетень Центра теоретического анализа экологических проблем. – 2002. - №10. – С. 7.
99. Кантор Л.И., Харабрин С.В. Некоторые закономерности образования тригалогенметанов при обеззараживании воды // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. - №4. – ч. 2 – С. 45-47.
100. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Контроль качества воды. – М.: Стройиздат, 1997. – 135с.
101. Кичигин В.И., Палагин Е.Д. Комплексная оценка качества природных вод // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. - №7. – С. 11-15.
102. КНД 211.1.4.010-94. – Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуарій України. – К.: Мінприроди України, 1994. – 37 с.
103. Кожушко С.Г., Руденко Р.Г., Чайковская М.А., Синельник Н.А., Коростышевский А.С. Оценка источников питьевого водоснабжения и воды очищенной на водопроводных станциях УССР, по содержанию некоторых хлорорганических соединений / Тезисы докладов Всесоюзной научно-технической конференции «Основные направления развития водоснабжения и водоотведения, очистки природных и сточных вод и обработки осадков». Ч. 1 – Х., 1986. – С.67-70.
104. Кормилицын В.И., Цицкишвили М.С., Яламов Ю.И. Основы экологии. – М.: МПУ, 1997. – 368 с.

105. Крамаренко Л.В. Исследование структурных особенностей активированного раствора коагулянта // Международная науч.-технич. конференц. «Проблемы и перспективы ресурсосбережения в жилищно-коммунальном хозяйстве». – Х., 1995. – С. 49.
106. Крамаренко Л.В. Математическая модель процесса накопления осадка в отстойниках // Коммунальное хозяйство городов. Респ. науч.-техн.сб. – К.: Техніка, 1997. Вып. 9. - С. 61-62.
107. Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Хлорирование воды как фактор повышенной опасности для здоровья населения // Гигиена и санитария. – 2003. - №1.
108. Круглик С.И., Жуков Н.Н. Обеспечение экологической безопасности урбанизированных территорий: проблемы и пути их решения. Проблемы и перспективы совершенствования законодательства в области охраны окружающей природной среды // Аналитический вестник Совета Федерации ФС РФ. – 2001. - №4(134). – С. 19-23.
109. Куликов Н.И. Интенсификация процессов очистки сточных вод от ксенобиотиков пространственной сукцессией закрепленных микроорганизмов / Сб.: Микробиология очистки воды. – К.: Наукова думка, 1982 – С. 29.
110. Куликов Н.И., Насонкина Н.Г., Белик Р.А., Маслак В.Н. Доведение качества питьевой воды у потребителя в условиях городов Донбасса // Вісник ДонДАБА. – Макіївка, 2001. – вип..2001-6(31). – С. 29-30.
111. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды. – К.: Наукова думка, 1991. – 568 с.
112. Кульский Л.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды. – К.: Наукова думка, 1980. – 564 с.
113. Кульский Л.А., Накорчевская В.Ф., Слипченко А.А. Активная кремнекислота и проблема качества воды. – К.: Наук. думка, 1969. - 235 с.
114. Львовский Е.Н. Статические методы построения эмпирических формул. – М.: Высш. Школа, 1998. – 239 с.
115. Методика определения гуминовых веществ в природных водах. - М.: Изд-во АКХ им. Памфилова, 1974, №2. – 34 с.
116. Мясникова Г.Б. Оценка коагулирующей способности реагентов в ОАС «Алчинский глиноземный комбинат» // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. - №10. – С.14-16.
117. Найманов А.Я., Насонкина Н.Г., Маслак В.Н., Зотов Н.И. Основы надежности инженерных систем коммунального хозяйства. – Донецк: НАН Украины. Ин-т экономики пром-ти, 2001. – 152 с.
118. Найманов А.Я., Никиша С.Б., Насонкина Н.Г., Омельченко Н.П., Маслак В.Н., Зотов Н.И., Найманова А.А. Водоснабжение. – Донецк: Издательство «Норт-Пресс», 2004. – 649с.
119. Насонкина Н.Г. Повышение экологической безопасности систем питьевого водоснабжения. – Макеевка: ДонНАСА, 2005. – 181 с.

120. Насонкина Н.Г. Приготовление воды высокого качества // Экология Донбасса. Водные ресурсы: Сб. науч. тр. / НАН Украины. Ин-т экономики пром-ти. – Донецк. – 2003. – С.217-222.
121. Національна доповідь щодо якості питної води та стану питного водопостачання в Україні у 2003 році.
122. Петренко Н.Ф., Мокренко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки. – Одесса: Изд-во «Optimum», 2005. – 486с.
123. Псахис Б.И., Псахис И.Б. Локальные системы очистки питьевой воды // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Одеса, 2005. – С.69-74.
124. Рождов И.Н. Специальные методы обработки природных вод. – Новочеркасск: Новочеркасский политехнический институт, 1977. – 82 с.
125. Руководство на технологию подготовки питьевой воды, обеспечивающую выполнение гигиенических требований в отношении хлорорганических соединений. -М.: ОНТИ Акад.коммун. хозяйства им. К.Д. Памфилова, 1989.-24 с.
126. Саутин С.Н. Планирование эксперимента в химии и химической технологии. - М.:, 19785. – 243 с.
127. Слипченко В.А. Совершенствование технологии очистки и обеззараживания воды хлором и его соединениями. – Киев, 1997. – 57с.
128. Слипченко В.О., Слипченко О.В. Утворення хлорорганічних сполук під час хлорування води і методи його запобігання // Вода і водоочисні технології. – 2003, грудень, №4.
129. Смагин В.Н. Обработка воды методом электролиза. – М.: Стройиздат, 1986. – 172 с.
130. Сорокина Е.Б., Благодарная Г.И. Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. Вып. 23. - К.: Техніка, 2000. – С. 98-99.
131. Терновцев В.Е. Магнитные установки с системах оборотного водоснабжения.- Киев: Будівельник. 1976.-88 с.
132. Тугай А.М., Прокопчук И.Т. Водоснабжение из подземных источников. – К.: Урожай, 1990. – 264с.
133. Чухлебowa Л.М., Кондратьева Л.М. Возможность использования природных цеолитов для очистки поверхностных вод // ЭКВАТЕК – 2002: Материалы конгресса. – Москва, 2002. – С.278-279.
134. Эльпинер Л.И., Васильев В.С. Проблемы питьевого водоснабжения в США. – М.: Наука, 1983. – 112с.
135. Яцик А.В. Наукові і організаційні засади екологічно безпечного водокористування в Україні // Водозабезпечення та водне господарство. – 2004.- №1. – С.4-8.

Таблица 1 – Нормативы качества питьевой воды

№	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874-82	ДержСанПиН №136/1940 Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН 2.1.4.559-96 Российской Федерации
Органолептические показатели							
1.	Запах	баллы	2	2		2-3 (0)	2
2.	Вкус и привкус	баллы	2	2		2-3 (0)	2
3.	Цветность	градусы	20	20 (35)	15	20 (1) по Pt/co шкале	20 (35)
4.	Мутность	мг/л	1,5	0,5 (1,5)	2,0	10 (1) мг/л SiO ₂	2,6 (3,5)
Токсикологические показатели							
1.	Алюминий	мг/л	0,5	0,2 (0,5)	0,2	0,2 (0,5)	0,5
2.	Барий	мг/л	*	0,1	0,7	(0,1)	0,1
3.	Бериллий	мг/л	0,0002	*	*	*	0,0002
4.	Бор	мг/л	*	*	0,3	0,3	0,5
5.	Молибден	мг/л	0,25	*	0,07	*	0,25
6.	Мышьяк	мг/л	0,05	0,01	0,01	0,01	0,05
7.	Никель	мг/л	*	0,1	0,02	0,02	0,1
8.	Ртуть	мг/л	*	**	0,001	0,01	0,0005
9.	Свинец	мг/л	0,03	0,01	0,01	0,01	0,03
10.	Селен	мг/л	0,001	0,01	0,01	0,01	0,01
11.	Стронций	мг/л	7,0	*	*	*	7,0

№	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874-82	ДержСанПиН №136/1940 Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН 2.1.4.559-96 Российской Федерации
12.	Фториды	мг/л	0,7-1,5	0,7-1,5	1,5	1,5	1,5 (1,2)
13.	Хром (6+)	мг/л	*	**	0,05	0,05	0,05
14.	Цианиды	мг/л	*	*	0,07	0,05	0,035
15.	Кадмий	мг/л	*	**	0,003	0,005	0,001
16.	Линдан	мг/л	*	Пестициды 0,0001	0,002	Пестициды 0,0001	0,002
17.	ДДТ	мг/л	*		0,002		0,002
18.	2,4-Д	мг/л	*		0,003		0,03
19.	Атразин	мг/л	*		0,002		*
20.	Симазин	мг/л	*		0,002		*
21.	Бензол	мг/л	*	*	0,01	*	0,01
22.	Бенз(а)пирен	мг/л	*	**	0,0007	*	0,000005
23.	Фенолы	мг/л	*	**	*	0,0005 Фенольный индекс	0,25 Фенольный индекс
Показатели, влияющие на органолептические показатели воды							
1.	Водородный показатель	рН	6,0-9,0	6,5-8,5	*	6,5-9,5	6,0-9,0
2.	Жесткость общая	ммоль/л	7,0	7,0 (10,0)	*	*	7,0 (10)
3.	Нефтепродукты	мг/л	*	**	*	*	0,1
4.	ПАВ	мг/л	*	**	*	*	0,1
5.	Общая минерализация (сухой остаток)	мг/л	1000	1000 (1500)	1000	1500	1000 (1500)

№	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874-82	ДержСанПиН №136/1940 Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН 2.1.4.559-96 Российской Федерации
6.	Железо	мг/л	0,3	0,3	0,3	0,2 (0,05)	0,3 (1,0)
7.	Марганец	мг/л	0,1	0,1	0,1	0,05 (0,02)	0,1 (0,5)
8.	Медь	мг/л	1,0	1,0	1,0	- (3,0)	1,0
9.	Сульфаты	мг/л	500	250 (500)	250	250 (25)	500
10.	Хлориды	мг/л	350	250 (350)	250	- (25)	350
11.	Цинк	мг/л	5,0	**	3,0	(0,1-5,0)	5,0
12.	Нитраты	мг/л	45,0	45,0	50,0	30,0 (25,0)	45,0
13.	Нитриты	мг/л	*	**	3,0	0,1	3,0
14.	Калий	мг/л	*	*	*	150	*
15.	Кальций	мг/л	*	*	*	100	*
16.	Магний	мг/л	*	10-80	*	50	*
17.	Щелочность общая	мг/л	*	0,5-6,5	*	*	*
Химические вещества, образующиеся в процессе обработки воды							
1.	Сумарный остаточный активный хлор	мг/л	0,3-0,5	0,3-0,5	0,6-1,0	*	0,3-0,5
2.	Тригалогенметаны:	мг/л	*	0,1 (общ)	*	*	*
	бромформ		*	*	0,1	*	0,1
	дибромхлорметан		*	0,01	0,1	*	0,03
	бромдихлорметан		*	*	0,06	0,015	0,03
	хлороформ		*	0,06	*	*	0,2

№	Название показателя	Единица измерений	ГОСТ 2874-82	ДержСанПиН №136/1940 Украины	Всемирная Организация Охраны Здоровья	Европейское Сообщество	СанПиН 2.1.4.559-96 Российской Федерации
	четырёххлористый углерод		*	0,002	0,2	0,04	0,006
3.	Хлорфенол	мг/л	*	Хлорфенолы 0,0003	*	*	0,001
	Дихлорфенол		*		*	*	0,002
	Трихлорфенол		*		*	*	0,004
4.	Озон остаточный	мг/л	0,1-0,3	0,1-0,3	*	*	0,3
5.	Формальдегид	мг/л	*	*	0,9	*	0,05
6.	Полиакриламид	мг/л	2,0	*	1,0	Акриламидь 0,25	2,0
7.	Активная кремниевая кислота (по Si)	мг/л	*	*	*	*	10,0
8.	Полифосфаты (по PO_4^{3-})	мг/л	3,5	*	*	*	3,5
9.	Серебро	мг/л	*	*	не норм. (прим. до 0,1)	*	*
Интегральные показатели							
1.	Окисляемость	мгО/л	4,0	*	*	*	5,0
2.	Общий органический углерод	мгС/л	3,0	*	*	*	*

Примечания:

В данной таблице нормы для питьевой воды приведены одной цифрой или в виде диапазона концентраций. Для большинства показателей это максимально допустимое значение показателя, поэтому – чем оно ниже, тем лучше вода.

* - сведения о концентрации данных показателей не указаны.

** - вода не должна содержать другие токсические компоненты (ртуть, талий, кадмий, нитриты, цианиды, хром (6+), 1,1-дихлорэтилен, 1, 2-дихлорэтан, бенз(а)пирен) в концентрациях, которые определяются стандартными методами измерений.

Научное издание

**РАЗРАБОТКА НАУЧНЫХ ОСНОВ РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ
ПОДГОТОВКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ЧИСТОЙ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ**

Авторы: Душкин Станислав Станиславович,
Благодарная Галина Ивановна

Редактор: Н.З. Алябьев

План 2009, поз. 23 МН

Подп. в печать 22.07.09	Формат 60x84 1/16	Бумага офисная
Печать на ризографе	Условн.-печ. стр. 5,6	
Заказ №	Тираж 300 экз.	

Сектор оперативной полиграфии ЦНИТ ХНАГХ
61002, Харьков, ХНАГХ ул. Революции, 12